
Schriftenreihe **IWAR**

221



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
DARMSTADT

IWAR

Tobias Güntel-Lange

**Sauerstoffzufuhr und α -Werte feinblasiger
Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren**
Abhängigkeiten und Bemessungsempfehlungen

Herausgeber:

Verein zur Förderung des Instituts **IWAR** der TU Darmstadt e.V.

Sauerstoffzufuhr und α -Werte feinblasiger Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren Abhängigkeiten und Bemessungsempfehlungen

Vom Fachbereich Bauingenieurwesen und Geodäsie
der Technischen Universität Darmstadt zur Erlangung
des akademischen Grades eines Doktor-Ingenieurs
(Dr.-Ing.) genehmigte Dissertation

von
M.Sc. Tobias Güntel-Lange
geb. Güntel aus Fulda

Darmstadt, November 2012
D17

Günkel-Lange, Tobias

Sauerstoffzufuhr und α -Werte feinblasiger Belüftungssysteme beim
Belebensverfahren - Abhängigkeiten und Bemessungsempfehlungen /
Hrsg.: Verein zur Förderung des Instituts **IWAR** der TU Darmstadt e.V.
Darmstadt: Eigenverlag 2013
(Schriftenreihe IWAR 221)

ISSN 0721-5282

ISBN 978-3-940897-19-0

Referent: Prof. Dr.-Ing. habil. Martin Wagner

Korreferent: Prof. Dr.-Ing. Peter Cornel

Korreferent: Prof. Dr.-Ing. Frank Wolfgang Günthert

Tag der schriftlichen Einreichung: 21.11.2012

Tag der mündlichen Prüfung: 15.02.2013

Alle Rechte vorbehalten. Wiedergabe nur mit Genehmigung des Vereins zur
Förderung des Instituts **IWAR** - der Technischen Universität Darmstadt e.V.,
Fontanestraße 8, D-64291 Darmstadt.

Herstellung: Lasertype GmbH, Holzhofallee 19
64295 Darmstadt

Vertrieb: Institut **IWAR** der TU Darmstadt,
Petersenstraße 13, D-64287 Darmstadt
Telefon: 06151 / 16 2748
Telefax: 06151 / 16 3758

Kurzfassung

Grundlage des Belebungsverfahrens und von wesentlicher Bedeutung für eine betriebssichere und prozessstabile biologische Behandlung des Abwassers ist die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen. Diese wird durch die Sauerstoffzufuhr über Belüftungssysteme in das Belebungsbecken sichergestellt. Bei der Bemessung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr als Ausgangspunkt für die Dimensionierung von Belüftungssystemen ist der Grenzflächenfaktor α neben dem Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen der maßgebende Parameter.

Um ein Belüftungssystem betriebssicher, energieeffizient und somit wirtschaftlich betreiben zu können, bedarf es einer präzisen Bemessung, angepasst an die im kommunalen Bereich typischen Zulaufschwankungen. Hierfür ist die erforderliche Sauerstoffzufuhr entsprechend dem DWA-Merkblatt 229-1 (2012) und ergänzend zum ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) für den maximalen, den mittleren und den minimalen Lastfall zu ermitteln. Dabei ist der Sauerstoffverbrauch für den jeweiligen Lastfall zu berechnen, aber auch der α -Wert ist entsprechend anzusetzen: für den maximalen Lastfall der minimale α -Wert (α_{\min}), für den mittleren und den minimalen Lastfall die entsprechend höheren α -Werte (α_{mittel} und α_{\max}).

Aus den in dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen werden α -Werte als α_{\min} , α_{mittel} und α_{\max} für die Bemessung abgeleitet und entsprechend der unterschiedlichen Reinigungsziele Kohlenstoffelimination, Stickstoffelimination und aerobe Stabilisierung angegeben. Für die verschiedenen Verfahrensvarianten zur Umsetzung dieser Reinigungsziele der kontinuierlich durchflossenen Denitrifikation, dem SBR-, dem MBR-Verfahren sowie der simultanen aeroben Stabilisierung werden je nach Bemessungslastfall α -Werte vorgeschlagen.

Durch die Empfehlungen dieser Arbeit kann ein feinblasiges Belüftungssystem angepasst an alle relevanten Lastfälle bemessen und somit flexibel, betriebssicher und energieeffizient betrieben werden.

Abstract

The fundamental function of the activated sludge process is the oxygen supply of the microorganisms in the aeration tank. It is of significant importance for the reliable operation of biological wastewater treatment and is provided by the oxygen transfer into the aeration tank via aeration systems. The key factors in determining the required standard oxygen transfer rate as basis for the dimensioning of aeration systems are oxygen uptake rate and α -value.

To ensure reliable, energy-efficient and thus the economic operation of aeration systems accurate dimensioning, specifically adjusted to typical inflow fluctuations of municipal wastewater treatment plants, is decisive. Therefore, the necessary oxygen transfer rate is to be determined for maximum, middle and minimum loading conditions according to DWA-M 229-1 (2012) and supplementally to ATV-A 131 (2000). The oxygen uptake rate is to be calculated for individual loading conditions; correspondingly α -values have to be assessed: for the maximum case the minimum α -value (α_{\min}), and respectively higher α -values (α_{middle} and α_{\max}) for middle and minimum cases.

Resulting from the research of this thesis, α -values for the dimensioning of aeration systems are derived as α_{\min} , α_{middle} and α_{\max} and specified for different cleaning results: carbon elimination, nitrogen removal and aerobic stabilization. α -values for different process variants, applied to achieve different cleaning results (conventional denitrification, SBR process, MBR process, simultaneous aerobe stabilization), are suggested in dependence of the design load case.

By following the recommendations of this study, a fine bubble aeration system can be dimensioned considering all relevant cases and can be operated in a flexible, reliable and energy-efficient way.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	I
Abkürzungsverzeichnis	IV
Abbildungsverzeichnis	IX
Tabellenverzeichnis	XIII
1 Einleitung	1
2 Grundlagen des Belebungsverfahrens und der Sauerstoffzufuhr	3
2.1 Grundlegendes zum Belebungsverfahren bei der biologischen Abwasserbehandlung	3
2.2 Reinigungsziele	4
2.2.1 Kohlenstoffelimination	5
2.2.2 Stickstoffelimination	6
2.2.3 Aerobe Stabilisierung	7
2.3 Varianten des Belebungsverfahrens	7
2.3.1 Kontinuierlich durchflossene Belebungsverfahren	7
2.3.1.1 Belebungsverfahren zur Kohlenstoffelimination	7
2.3.1.2 Belebungsverfahren zur Stickstoffelimination	8
2.3.1.3 Belebungsverfahren zur simultanen aeroben Stabilisierung	11
2.3.1.4 Membran-Bioreaktor-Verfahren (MBR-Verfahren)	12
2.3.2 Belebungsverfahren im Aufstaubetrieb (SBR-Verfahren)	13
2.4 Abwassertechnische Parameter	14
2.4.1 Trockensubstanzkonzentration und Glühverlust	14
2.4.2 Wassertemperatur	15
2.4.3 Schlammalter	16
2.4.4 Raum- und Schlammbelastung	18
2.5 Bemessung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr	19
2.5.1 Bemessung des Sauerstoffverbrauchs	20
2.5.1.1 Sauerstoffverbrauch infolge Kohlenstoffelimination	20
2.5.1.2 Sauerstoffverbrauch infolge Stickstoffelimination	22
2.5.1.3 Gesamter Sauerstoffverbrauch	23
2.5.2 Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr	25
2.6 Abhängigkeiten der Sauerstoffzufuhr und des α -Wertes	29
2.6.1 Sauerstoffzufuhr feinblasiger Druckbelüftungssysteme	29
2.6.2 α -Wert feinblasiger Druckbelüftungssysteme	32

2.6.2.1	Einfluss der Trockensubstanzkonzentration	33
2.6.2.2	Einfluss der Abwasserinhaltsstoffe	37
2.6.2.3	Einfluss des Reinigungsziels	39
2.6.2.4	Einfluss der Verfahrensvariante und der Beckengeometrie	41
3	Ziele dieser Arbeit	43
4	Material und Methoden	45
4.1	Aufbau und Betriebsweise der Versuchsanlage	45
4.2	Ermittlung der abwassertechnischen Parameter	48
4.2.1	Onlinemesstechnik	48
4.2.2	Laboranalytik	48
4.2.3	Ermittlung des Schlammalters	50
4.2.4	Ermittlung von Raum- und Schlammbelastung	51
4.3	Messphasen und Reinigungsleistung der Versuchsanlage	52
4.3.1	Beschreibung der Messphasen	52
4.3.2	Beschreibung der Reinigungsleistung	56
4.4	Messungen zur Bestimmung der Sauerstoffzufuhr	58
4.5	Ermittlung von α -Werten	62
5	Ermittelte Abhängigkeiten des α -Wertes von abwassertechnischen Parametern	66
5.1	α -Werte in Abhängigkeit der Trockensubstanzkonzentration	66
5.2	α -Werte in Abhängigkeit des Schlammalters	72
5.3	α -Werte in Abhängigkeit der Raum- und Schlammbelastung	74
5.4	α -Werte in Abhängigkeit der Messmethodik	79
5.5	Diskussion und Zusammenfassung der Ergebnisse	81
5.5.1	α -Werte in Abhängigkeit der Trockensubstanzkonzentration	81
5.5.2	α -Werte in Abhängigkeit der Schlammbelastung	82
5.5.3	α -Werte in Abhängigkeit der spezifischen Schlammbelastung	84
5.5.4	Weitere Einflüsse bei der Ermittlung von α -Werten	85
5.5.5	Aus den gemessenen α -Werten abgeleitete Bemessungswerte	86
6	Empfehlungen zur Bemessung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr	88
6.1	Maßgebende Parameter bei der Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr	88
6.2	Erforderliche Sauerstoffzufuhr in Abhängigkeit der Varianten zur Stickstoffelimination	93

6.2.1	Empfehlung von α -Werten in Abhängigkeit der Varianten zur Stickstoffelimination	93
6.2.2	Vergleich der erforderlichen Sauerstoffzufuhr in Abhängigkeit der Varianten zur Stickstoffelimination	95
6.3	Bemessung der maximalen, mittleren und minimalen erforderlichen Sauerstoffzufuhr	100
6.3.1	Empfehlung zur Ermittlung der maximalen, mittleren und minimalen erforderlichen Sauerstoffzufuhr	101
6.3.2	Vergleich der maximalen, mittleren und minimalen erforderlichen Sauerstoffzufuhr in Abhängigkeit der Verfahrensvarianten	104
7	Schlussfolgerungen und Ausblick	111
7.1	Schlussfolgerungen für die Wissenschaft	111
7.2	Schlussfolgerungen für die Praxis	113
7.2.1	Schlussfolgerungen für die Ermittlung von α -Werten	113
7.2.2	Schlussfolgerungen für die Bemessung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr	114
7.2.3	Schlussfolgerungen für den Betrieb von Belebungsanlagen	117
7.3	Ausblick und weiterer Forschungsbedarf	118
8	Zusammenfassung	120
9	Literaturverzeichnis	123
10	Anhang	A-1
10.1	Ergänzung zu Kapitel 4.2	A-1
10.2	Ergänzung zu Kapitel 4.3.1	A-7
10.3	Ergänzung zu Kapitel 4.3.2	A-8
10.4	Ergänzungen zu Kapitel 4.4	A-10
10.5	Ergänzungen zu Kapitel 4.5	A-11
10.6	Ergänzungen zu Kapitel 5.1	A-21
10.7	Ergänzungen zu Kapitel 5.2	A-22
10.8	Ergänzungen zu Kapitel 6.3.2	A-23

Abkürzungsverzeichnis

α	-	Grenzflächenfaktor, α -Wert, Quotient aus Sauerstoffzufuhr in Belebtschlamm und in Reinwasser
A_{BB}	m^2	Grundfläche des Belebungsbeckens
a_{Bel}	m^2	Abgasungsfläche
Abw		Abwasser
AT		anionische Tenside
β	-	Salzfaktor
B_d	kg/d	tägliche Fracht
B_R	$kg/(m^3 \cdot d)$	Raumbelastung
B_{oTS}	$kg/(kg \cdot d)$	organische Schlammbelastung
B_{TS}	$kg/(kg \cdot d)$	Schlammbelastung
BS		Belebtschlamm
BSB_5	mg/L	Biochemischer Sauerstoffbedarf (nach 5 Tagen)
C		Kohlenstoffelimination (als Reinigungsziel)
$C (mD)$		Kohlenstoffelimination mit Durchflussbetrieb
$C (oD)$		Kohlenstoffelimination ohne Durchflussbetrieb
C	mg/L	Konzentration (allgemein)
C_t	mg/L	Sauerstoffkonzentration zum Zeitpunkt t
$C_{S,20}$	mg/L	Sauerstoffsättigungskonzentration bei $20^\circ C$
$C_{S,md,20}$	mg/L	Sauerstoffsättigungswert bei mittlerer Einblastiefe und $20^\circ C$
$C_{S,p^*,T}$	mg/L	Versuchs-Sauerstoffsättigungswert
$C_{S,st,T}$	mg/L	Standard-Sauerstoffsättigungskonzentration bei Temperatur T
$C_{S,T}$	mg/L	Sauerstoffsättigungskonzentration bei der Temperatur T
C'_s	mg/L	Sauerstoffsättigungskonzentration unter Betriebsbedingungen bei Sauerstoffzufuhrmessungen
C^*_s	mg/L	scheinbare Sauerstoffsättigungskonzentration unter Betriebsbedingungen bei Sauerstoffzufuhrmessungen
C_X	mg/L	Sauerstoffkonzentration im Betrieb
CSB	mg/L	Chemischer Sauerstoffbedarf
d	-	Beiwert bei der Substratatmung

e	-	Beiwert bei der endogenen Atmung
EW	E	Einwohnerwerte
f _C	-	Stoßfaktor für die Kohlenstoffatmung
f _d	-	Tiefenfaktor
f _{int}	-	Erhöhungsfaktor für erf.SOTR bei intermittierenden betriebenen Belebungsanlagen
f _N	-	Stoßfaktor für die Ammoniumoxidation
f _T	-	Temperaturfaktor
GV	%	Glühverlust
Gw		Grauwasser
h _D	m	Einblastiefe
h _W (auch h _{BB})	m	Wassertiefe
HFV	mL/L	hydrostatisches Flockenvolumen
k _{D,H}	-	Autolysekoeffizient der heterotrophen Bakterien
k _L a ₂₀	1/h	Belüftungskoeffizient für Reinwasser bei 20°C
αk _L a ₂₀	1/h	Belüftungskoeffizient für Belebtschlamm bei 20°C
k _L a _T	1/h	Belüftungskoeffizient für Reinwasser bei der Temperatur T
αk _L a _T	1/h	Belüftungskoeffizient für Belebtschlamm bei der Temperatur T
μ	1/d	Wachstumsrate
MBR		Membran-Bioreaktor
MLSS	g/L	mixed liquid suspended solids (TS-Konzentration)
MLVSS	g/L	mixed liquid volatile suspended solids (oTS-Konzentration)
MP		Messphase
m _Z	1/d	Anzahl der Zyklen beim SBR-Verfahren pro Tag
η	-	Wirkungsgrad
N (mD)		Stickstoffelimination mit Durchflussbetrieb
N (oD)		Stickstoffelimination ohne Durchflussbetrieb
n _{Bel}		Anzahl der Belüftungselemente
N _{ÜS}		in Bakterienmasse eingebauter Stickstoff
NH ₄ ⁺		Ammonium
NO ₂ ⁻		Nitrit
NO ₃ ⁻		Nitrat
NKB		Nachklärbecken

oTR	g/L	organischer Trockenrückstand
oTS	g/L	organische Trockensubstanzkonzentration
OV	kg/d	Sauerstoffverbrauch (allgemein)
OV _d	kg/d	täglicher Gesamtsauerstoffverbrauch
OV _{d,C}	kg/d	täglicher Sauerstoffverbrauch zur Kohlenstoffatmung
OV _{d,N}	kg/d	täglicher Sauerstoffverbrauch zur Nitrifikation
OV _{d,D}	kg/d	täglicher Sauerstoffeinsparung aus der Denitrifikation
OV _h	kg/h	stündlicher Sauerstoffverbrauch
p	hPa	Druck (allgemein)
p _{atm}	hPa	atmosphärischer Luftdruck
p*	hPa	atmosphärischer Luftdruck während eines Sauerstoffzufuhrversuches
P _{BB}	W/m ³ _{VBB}	spezifische Mischleistung
Q _{L,N}	m ³ /h	Luftvolumenstrom unter Normbedingungen
erf.Q _{L,N}	m ³ /h	erforderlicher Luftvolumenstrom unter Normbedingungen
q _{L,N}	m ³ /(m ³ _{VBB} ·h)	spezifischer Luftvolumenstrom bezogen auf das Wasservolumen unter Normbedingungen
erf.q _{L,N}	m ³ /(m ³ _{VBB} ·h)	erforderlicher spezifischer Luftvolumenstrom bezogen auf das Wasservolumen unter Normbedingungen
q _{L,Bel}	m ³ /(Belüfter·h)	spezifischer Luftvolumenstrom bezogen auf ein Belüftungselement
q	m ³ /(m ³ ·d); 1/h	Raumbeschickung eines Belebungsbeckens, Summe aller Wasser- und Schlammströme bezogen auf das Volumen
q _{ZU}	m ³ /(m ³ ·d); 1/h	Abwasser-Raumbeschickung
q _{RS}	m ³ /(m ³ ·d); 1/h	Rücklaufschlamm Raumbeschickung
q _{RZ}	m ³ /(m ³ ·d); 1/h	Rezirkulation Raumbeschickung
Q _{ÜS}	m ³ /d	täglicher Überschussschlammvolumenstrom
Q _d	m ³ /d	täglicher Abwasserzufluss bei Trockenwetter
RL		Reinigungsleistung
RS		Rücklaufschlamm
RZ		Rezirkulation
RZ C		Reinigungsziel Kohlenstoffelimination
RZ N		Reinigungsziel Stickstoffelimination

RZ S		Reinigungsziel simultane aerobe Stabilisierung
S (mD)		simultane aerobe Stabilisierung mit Durchflussbetrieb
S (mD)		simultane aerobe Stabilisierung ohne Durchflussbetrieb
$S_{\text{NO}_3,\text{AN}}$	mg/L	Konzentration an Nitratstickstoff im Ablauf Nachklärbecken
$S_{\text{NO}_3,\text{D}}$	mg/L	zu denitrifizierender Nitratstickstoff
$S_{\text{NO}_3,\text{ZB}}$	mg/L	Konzentration an Nitratstickstoff im Zulauf Belebungsbecken
$S_{\text{NO}_3,\text{D}}/C_{\text{BSB,ZB}}$	-	Denitrifikationskapazität
SBR		Sequencing Batch Reaktor
SF		Sicherheitsfaktor
SOTR	kg/h	Standard-Sauerstoffzufuhr in Reinwasser (Standard Oxygen Transfer Rate) (Messwert)
erf.SOTR	kg/h	erforderliche Standard-Sauerstoffzufuhr in Reinwasser (Bemessungswert)
αSOTR	kg/h	Standard-Sauerstoffzufuhr in Belebtschlamm
SOTR_R	$\text{g}/(\text{m}^3_{\text{VBB}} \cdot \text{h})$	volumenbezogene Standard-Sauerstoffzufuhr
SSOTE	%/m	spezifische Standard-Sauerstoffausnutzung (Specific Standard Oxygen Efficiency)
SSOTR	$\text{g}/(\text{m}^3_{\text{N}} \cdot \text{m})$	spezifische Standard-Sauerstoffzufuhr (Specific Standard Oxygen Transfer Rate)
θ	-	Temperaturkorrekturfaktor, Temperaturkoeffizient: 1,024
t_{D}	h	Dauer der Denitrifikationsphase bei intermittierenden Verfahren
t_{N}	h	Dauer der Nitrifikationsphase bei intermittierenden Verfahren
t_{R}	h	Dauer der Reaktionsphase beim SBR-Verfahren
t_{Z}	h	Zyklusdauer beim SBR-Verfahren
t_{TS}	d	Schlammalter
$t_{\text{TS,T}}$	d	Schlammalter bezogen auf Temperatur T
T	°C	Temperatur (allgemein)
T_{Bem}	°C	Bemessungstemperatur
T_{W}	°C	Wassertemperatur

TR	g/L	Trockenrückstand
TS	g/L	Trockensubstanzkonzentration
TS _{BB}	g/L	Trockensubstanzkonzentration im Belebungsbecken
TS _{ÜS}	g/L	Trockensubstanzkonzentration im Überschussschlamm
ÜS _{C,BSB}	kgTS/kgBSB	spezifische Überschussschlammproduktion
ÜS _d	kg/d	tägliche Überschussschlammproduktion
ÜSS		Üerschussschlamm
v	$m_N^3/(h \cdot m^2_{\text{Bel.fläche}})$	Luftaustrittsgeschwindigkeit
V _{BB}	m ³	Volumen des Belebungsbeckens
V _D	m ³	zur Denitrifikation genutztes Volumen des Belebungsbeckens
V _N	m ³	zur Nitrifikation genutztes Volumen des Belebungsbeckens
VSV	mL/L	Vergleichsschlammvolumen
x		aktiver Anteil
Y _H	kg _{xTS} /kg _{BSB5-Abbau}	Ausbeutekoeffizient

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Fließschema eines kontinuierlich durchflossenen Belebtschlammverfahrens (nach Gujer, 2007)	4
Abbildung 2: Verfahrensprinzip der vorgeschalteten Denitrifikation (ATV-A 131, 2000)	8
Abbildung 3: Verfahrensprinzip der intermittierenden-Denitrifikation (ATV-A 131, 2000)	9
Abbildung 4: Verfahrensprinzip der simultanen Denitrifikation (ATV-A 131, 2000)	9
Abbildung 5: Verfahrensprinzip der Kaskaden-Denitrifikation (ATV-A 131, 2000)	10
Abbildung 6: Verfahrensprinzip der alternierenden-Denitrifikation (ATV-A 131, 2000)	10
Abbildung 7: Verfahrensprinzip der nachgeschalteten Denitrifikation (ATV-A 131, 2000)	11
Abbildung 8: Zyklen eines SBR-Verfahrens: Füllung, biologische Phase mit Belüften und Mischen, Klarwasser- und Überschussschlammabzug (nach Franta et al., 1995)	13
Abbildung 9: α -Wert in Abhängigkeit der TS-Konzentration (erweiterte Übersicht in Anlehnung an Henkel (2010))	34
Abbildung 10: α -Wert in Abhängigkeit der TS-Konzentration (in einem für konventionelle Belebungsanlagen üblichen TS-Bereich)	35
Abbildung 11: α -Wert in Abhängigkeit der TS-Konzentration (Henkel, 2010)	36
Abbildung 12: α -Wert in Abhängigkeit der oTS-Konzentration (Henkel, 2010)	36
Abbildung 13: α -Werte in Abhängigkeit des Schlammalters (Henkel, 2010)	40
Abbildung 14: Schematisches Fließbild der Versuchsanlage, oben: Stickstoffelimination und simultane aerobe Stabilisierung; unten: Kohlenstoffelimination	45
Abbildung 15: Schematische Darstellung der Versuchsanlage, oben: Stickstoffelimination und simultane aerobe Stabilisierung, unten: Kohlenstoffelimination	47
Abbildung 16: Mittlere Trockensubstanzkonzentration TS (g/L) und mittlere Schlamm-belastung $B_{TS,gesamt}$ (kg CSB/(kg TS·d)) dargestellt über die Betriebstage der Versuchsanlage	54
Abbildung 17: Mittleres Schlammalter $t_{TS,gesamt}$ und $t_{TS,gesamt,15^{\circ}C}$ (d) und mittlere Wasser-temperatur im Belebungsbecken T_W ($^{\circ}C$) dargestellt über die Betriebstage der Versuchsanlage	55

Abbildung 18: Reinigungsleistung der Versuchsanlage, dargestellt als mittlere CSB-Fracht in kg/d und als mittlerer Abbau in % über die Betriebstage	56
Abbildung 19: Reinigungsleistung der Versuchsanlage, dargestellt als mittlere N_{ges} -Fracht in kg/d und als mittlerer Abbau in % über die Betriebstage	57
Abbildung 20: Reinigungsleistung der Versuchsanlage, dargestellt als mittlere NH_4 -N-Fracht in kg/d und als mittlerer Abbau in % über die Betriebstage	57
Abbildung 21: Beispiel der Abnahme der Sauerstoffkonzentration bei Sauerstoffzufuhrmessungen in Reinwasser und in Belebtschlamm nach der Desorptionsmethode bei einem Luftvolumenstrom von $2,5 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$	59
Abbildung 22: Beispielhafte Darstellung der $k_L a_{20}$ -Werte einer Reinwassermessung und der $\alpha k_L a_{20}$ -Werte einer Messung in Belebtschlamm	63
Abbildung 23: Abnahme der Leistungsfähigkeit des Belüftungselements (dargestellt als $k_L a_{20}$ -Werte) und $\alpha k_L a_{20}$ -Werte beispielhaft für eine Luftbeaufschlagung von $2,5 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$	64
Abbildung 24: α -Werte in Abhängigkeit von der TS-Konzentration (eigene Werte im Vergleich mit Literaturwerten aus Abbildung 9)	67
Abbildung 25: α -Werte in Abhängigkeit von der TS-Konzentration (eigene Werte im Vergleich mit Literaturwerten aus Abbildung 10 in einem für konventionelle Belebungsanlagen üblichen TS-Bereich)	67
Abbildung 26: α -Werte in Abhängigkeit der TS-Konzentration	68
Abbildung 27: α -Werte in Abhängigkeit des hydrostatischen Flockenvolumens	69
Abbildung 28: α -Werte in Abhängigkeit der organischen TS-Konzentration	70
Abbildung 29: Hydrostatisches Flockenvolumen (nach 30 Minuten) unterschiedlicher Belebtschlämme, aufgetragen gegen oTS bzw. TS	71
Abbildung 30: α -Werte in Abhängigkeit des Gesamtschlammalters $t_{TS,gesamt,15^\circ C}$	73
Abbildung 31: α -Werte in Abhängigkeit der gesamten CSB-Raumbelastung $B_{R,gesamt}$	75
Abbildung 32: α -Werte in Abhängigkeit der gesamten CSB-Schlammbelastung $B_{TS,gesamt}$	76
Abbildung 33: α -Werte in Abhängigkeit der gesamten organischen CSB-Schlammbelastung $B_{oTS,gesamt}$	77
Abbildung 34: α -Werte in Abhängigkeit der spezifischen aeroben organischen CSB-Schlammbelastung $B_{oTS,spezifisch,CSB}$	78
Abbildung 35: α -Werte in Abhängigkeit der spezifischen aeroben organischen anionische Tensid-Schlammbelastung $B_{oTS,spezifisch,AT}$	79

Abbildung 36: α -Werte gemessen mit und ohne Durchflussbetrieb	80
Abbildung 37: Spanne zwischen minimal und maximal gemessenen α -Werten und Mittelwerte, eingeteilt nach dem Reinigungsziel	84
Abbildung 38: Gemessene α -Werte und daraus abgeleitete Bemessungswerte, eingeteilt nach dem Reinigungsziel	86
Abbildung 39: Ergebnis der Sensitivitätsbetrachtung für die erforderliche Sauerstoffzufuhr erf.SOTR bei Änderung der einzelnen Parameter um +/- 10 %	89
Abbildung 40: Ergebnis der Sensitivitätsbetrachtung für den erforderlichen Luftvolumenstrom erf. $Q_{L,N}$ bei Änderung der einzelnen Parameter um +/- 10 %	91
Abbildung 41: Erforderlicher Luftvolumenstrom erf. $Q_{L,N}$ und erforderliche Nettoleistung erf. P_{netto} für die Einblastiefen 4 m bis 9 m angegeben in %	92
Abbildung 42: Vergleich der Varianten zur Stickstoffelimination; erf. Sauerstoffzufuhr pro max. Sauerstoffverbrauch in kg O ₂ -Zufuhr/kg O ₂ -Verbrauch	98
Abbildung 43: Vergleich der Varianten zur Stickstoffelimination anhand der spezifischen erforderlichen Sauerstoffzufuhr in g O ₂ /(m ³ _{VBB} ·h)	99
Abbildung 44: Vergleich der Varianten zur Stickstoffelimination anhand des spezifischen erforderlichen Luftvolumenstroms in m ³ /(m ³ _{VBB} ·h) und des absoluten in m ³ /h	100
Abbildung 45: Vergleich der Lastfälle bei den unterschiedlichen Verfahrensvarianten anhand des Sauerstoffverbrauchs in %	105
Abbildung 46: Vergleich der Lastfälle bei den unterschiedlichen Verfahrensvarianten anhand der erforderlichen Sauerstoffzufuhr in %	106
Abbildung 47: Vergleich der Lastfälle bei den unterschiedlichen Verfahrensvarianten anhand des spezifischen erforderlichen Luftvolumenstroms in m ³ /(m ³ _{VBB} ·h)	108
Abbildung 48: Vergleich der Lastfälle bei den unterschiedlichen Verfahrensvarianten anhand der spezifischen Mischleistung in W/m ³ _{VBB}	109
Abbildung 49: Trockensubstanzkonzentration TS (g/L) und Schlammbelastung $B_{TS, \text{gesamt}}$ (kg CSB/(kg TS·d)) dargestellt über die Betriebstage der Versuchsanlage	A-7
Abbildung 50: Schlammalter $t_{TS, \text{gesamt}}$ und $t_{TS, \text{gesamt}, 15^\circ\text{C}}$ (d) und Wassertemperatur im Belebungsbecken T_w (°C) dargestellt über die Betriebstage der Versuchsanlage	A-7
Abbildung 51: Reinigungsleistung der Versuchsanlage dargestellt als CSB-Fracht in kg/d und als Abbau in % über die Betriebstage	A-8
Abbildung 52: Reinigungsleistung der Versuchsanlage dargestellt als N_{ges} -Fracht in kg/d und als Abbau in % über die Betriebstage	A-8

Abbildung 53: Reinigungsleistung der Versuchsanlage dargestellt als NH ₄ -N-Frachtin kg/d und als Abbau in % über die Betriebstage	A-9
Abbildung 54: Abnahme der Leistungsfähigkeit des Belüftungselements (dargestellt als $k_{La_{20}}$ -Werte) und $\alpha k_{La_{20}}$ -Werte für eine Luftbeaufschlagung von 1,7 m ³ /(m ³ ·h)	A-17
Abbildung 55: Abnahme der Leistungsfähigkeit des Belüftungselements (dargestellt als $k_{La_{20}}$ -Werte) und $\alpha k_{La_{20}}$ -Werte für eine Luftbeaufschlagung von 3,4 m ³ /(m ³ ·h)	A-17
Abbildung 56: Beziehung zwischen Schlammvolumen und TS-Konzentration (Henkel, 2010)	A-21
Abbildung 57: Beziehung zwischen Schlammvolumen und oTS-Konzentration (Henkel, 2010)	A-21
Abbildung 58: α -Werte in Abhängigkeit des Gesamtschlammalters ($t_{TS,gesamt}$)	A-22
Abbildung 59: Vergleich der Lastfälle bei den unterschiedlichen Verfahrensvarianten anhand des spezifischen Sauerstoff- verbrauchs in kg O ₂ /(m ³ _{VBB} ·h)	A-23
Abbildung 60: Vergleich der Lastfälle bei den unterschiedlichen Verfahrens- varianten anhand der spezifischen erforderlichen Sauerstoff- zufuhr in in kg O ₂ /(m ³ _{VBB} ·h)	A-23

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Reinigungsziel und Bemessungsschlammalter (nach ATV-A 131, 2000; Gujer, 2007)	17
Tabelle 2: Richtwerte für die spezifische Standard-Sauerstoffausnutzung von Druckluftbelüftungssystemen (nach DWA-M 229-1, 2012)	31
Tabelle 3: Bemessungsschlammalter nach ATV-A 131 (2000) und entsprechende Schlammbelastung, je nach Reinigungsziel	40
Tabelle 4: Übersicht der Messphasen (dargestellt sind die über die Messphase gemittelten Werte)	53
Tabelle 5: Abkürzungen für Reinigungsziel und Messmethode	68
Tabelle 6: Gemessene α -Werte, eingeteilt nach Reinigungsziel, Schlammalter und Schlammbelastung	83
Tabelle 7: Aus Messwerten abgeleitete Bemessungs- α -Werte im Vergleich mit α -Werten nach DWA-Merkblatt 229-1 (2012)	87
Tabelle 8: Zahlenwerte für 100 % und um +/- 10 % geänderte Werte zur Sensitivitätsbetrachtung	89
Tabelle 9: α -Werte für den maximalen Lastfall entsprechend der einzelnen Verfahrensvarianten zur Stickstoffelimination	93
Tabelle 10: Wesentliche Parameter für das Bemessungsbeispiel der jeweiligen Anlage	96
Tabelle 11: Empfehlung zur Ausgestaltung der Lastfälle für die erforderliche Sauerstoffzufuhr	102
Tabelle 12: α -Werte für den maximalen, den mittleren und den minimalen Lastfall entsprechend der einzelnen Verfahrensvarianten	103
Tabelle 13: Verhältnis des max. und min. Sauerstoffverbrauchs sowie der max. und min. erforderlichen Sauerstoffzufuhr in Abhängigkeit der Verfahrensvariante	107
Tabelle 14: α -Werte für den maximalen, den mittleren und den minimalen Lastfall entsprechend der einzelnen Verfahrensvarianten	115
Tabelle 15: CSB-Konz. im Zulauf, TS-Konz. im Zu- und Ablauf sowie Zulauf-, Rücklauf- und Rezirkulation-Volumenstrom an den Tagen der Sauerstoffzufuhrmessungen mit Durchfluss (wie in Kapitel 4.2 erläutert)	A-1
Tabelle 16: TS, GV, oTS, HFV und T_w im Belebungsbecken an den Tagen der Sauerstoffzufuhrmessungen (wie in Kapitel 4.2 erläutert)	A-2
Tabelle 17: Schlammalter ($t_{TS,gesamt}$, $t_{TS,gesamt,15^\circ C}$, $t_{oTS,gesamt}$, $t_{oTS,gesamt,15^\circ C}$) an den Tagen der Sauerstoffzufuhrmessungen mit Durchfluss (wie in Kapitel 4.2 erläutert)	A-4

Tabelle 18: CSB-Fracht ($B_{d,CSB}$), Raum- und Schlammbelastungen ($B_{R,gesamt,CSB}$, $B_{TS,gesamt,CSB}$, $B_{oTS,gesamt,CSB}$) an den Tagen der Sauerstoffzufuhrmessungen mit Durchfluss (wie in Kapitel 4.2 erläutert)	A-5
Tabelle 19: CSB-Konzentration und spezifische aerobe CSB Fracht sowie Konzentration anionischer Tenside und spezifische Fracht anionischer Tenside im Zulauf zum aeroben Belebungsbecken an Tagen der Sauerstoffzufuhrmessungen mit Durchfluss (wie in Kapitel 4.2 erläutert)	A-6
Tabelle 21: Gemessene Belüftungskoeffizienten $k_L a_{T,mittel}$ bzw. $\alpha k_L a_{T,mittel}$, berechnete Belüftungskoeffizienten $k_L a_{20}$ bzw. $\alpha k_L a_{20}$ aufgeführt für alle Messungen mit den jeweils gemessenen Luftvolumenströmen, Wassertemperatur, Druck sowie Durchfluss q	A-11
Tabelle 22: Berechnung von α_1 , α_2 , α_3 entsprechend der jeweiligen Luftvolumenströme und α_{mittel} ; Berechnung von $k_L a_{20}$ zwischen der ersten und zweiten Reinwassermessung (wie in Kapitel 4.5 erläutert)	A-18
Tabelle 23: Berechnung von α_1 , α_2 , α_3 entsprechend der jeweiligen Luftvolumenströme und α_{mittel} ; Berechnung von $k_L a_{20}$ zwischen der zweiten und dritten Reinwassermessung (wie in Kapitel 4.5 erläutert)	A-19
Tabelle 24: Berechnung von α_1 , α_2 , α_3 entsprechend der jeweiligen Luftvolumenströme und α_{mittel} ; Berechnung von $k_L a_{20}$ zwischen der dritten und vierten Reinwassermessung (wie in Kapitel 4.5 erläutert)	A-20

1 Einleitung

Zur biologischen Abwasserbehandlung findet das Belebungsverfahren in unterschiedlichen konstruktiven und verfahrenstechnischen Varianten weltweit Anwendung. Grundlage des Belebungsverfahrens und von wesentlicher Bedeutung für eine betriebssichere und prozessstabile Behandlung des Abwassers ist die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen. Diese wird durch die Sauerstoffzufuhr über Belüftungssysteme in das Belebungsbecken sichergestellt. Die Sauerstoffzufuhr verursacht beim Belebungsverfahren i.d.R. den größten Energiebedarf und bietet ein hohes Potenzial für Energieeinsparungen. Der Grundstein für ein energieeffizientes Belüftungssystem wird bereits in der Planung gelegt und kann durch eine betriebliche Optimierung erweitert werden (Jardin, 2005; Wagner et al., 2007a).

Als Ausgangspunkt der Dimensionierung von Belüftungssystemen wird die erforderliche Sauerstoffzufuhr erf.SOTR ermittelt. Maßgebender Parameter für diese Bemessung ist neben dem Sauerstoffverbrauch OV der Mikroorganismen der sogenannte Grenzflächenfaktor α . Der α -Wert beschreibt das Verhältnis der Sauerstoffzufuhr unter Betriebsbedingungen (in ein Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch) zur Sauerstoffzufuhr unter Standardbedingungen (in Reinwasser). Im Betrieb wirken unterschiedliche Einflussfaktoren auf die Sauerstoffzufuhr und somit auch auf den α -Wert.

Ein Belüftungssystem muss so dimensioniert werden, dass ein an die im kommunalen Bereich typischen Zulaufschwankungen angepasster, flexibler Betrieb möglich wird. Hierfür ist die erforderliche Sauerstoffzufuhr für die im Betrieb maßgebenden maximalen, mittleren und minimalen Lastfälle zu berechnen und das Belüftungssystem entsprechend zu dimensionieren.

Die Bemessung der maximalen erforderlichen Sauerstoffzufuhr (maximaler Lastfall) dient im Sinne des Gewässerschutzes der Einhaltung der gesetzlich vorgegebenen Ablaufwerte während der Belastungsspitze. Die mittlere erforderliche Sauerstoffzufuhr bezieht sich auf die im Jahresmittel zu erwartende mittlere Schmutzfracht und den durchschnittlichen Sauerstoffbedarf. Sie dient der Ermittlung des Jahresenergiebedarfs (DWA-M 229-1, 2012). Durch minimale erforderliche Sauerstoffzufuhr (minimaler Lastfall) ergibt sich die notwendige Abstufung des Belüftungssystems in Schwachlastzeiten. Hier wird Belüftungsenergie eingespart, wenn das Belüftungssystem so weit heruntergefahren werden kann, dass nicht mehr Sauerstoff als notwendig in das Belebungsbecken eingetragen wird.

Um ein Belüftungssystem betriebssicher, energieeffizient und somit wirtschaftlich betreiben zu können, bedarf es einer präzisen Bemessung. Dafür ist u.a. auch der α -Wert so genau wie möglich anzusetzen. Der α -Wert hat einen maßgebenden Einfluss

auf das Bemessungsergebnis, kann aber bisher nur relativ ungenau abgeschätzt werden.

In der Literatur finden sich viele Untersuchungen über den α -Wert, aus denen sich nur bedingt begründete Empfehlungen für eine präzise Annahme bei der Bemessung ableiten lassen. Der α -Wert ist von verschiedenen Faktoren abhängig, wobei die Abwasserinhaltsstoffe, die Trockensubstanzkonzentration und das Schlammalter immer wieder besonders hervorgehoben werden. In der Auslegungspraxis von Belebungsanlagen ist es heute üblich, den α -Wert höher anzusetzen und somit das Belüftungssystem scheinbar modern und energieeffizient auszulegen. Eine zu hohe Annahme des α -Wertes führt jedoch zu einer zu optimistischen Auslegung des Belüftungssystems und kann im maximalen Lastfall zu einer nicht ausreichenden Belüftungskapazität führen.

Ausgehend von dieser Problematik werden im Rahmen dieser Arbeit maßgebende Einflüsse auf den α -Wert ermittelt und Zusammenhänge zwischen dem α -Wert und den abwassertechnischen Parametern Trockensubstanzkonzentration, Schlammalter und Schlammbelastung aufgezeigt. Aus den Ergebnissen werden Empfehlungen für eine präzise und begründete Annahme des α -Wertes bei der Bemessung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr abgeleitet, um Belüftungssysteme betriebssicher und wirtschaftlich auslegen und betreiben zu können.

Die vorliegende Arbeit befasst sich ausschließlich mit der feinblasigen Druckluftbelüftung. Weitere Belüftungssysteme wie Oberflächenbelüftung oder Injektor- bzw. Ejektorsysteme werden nicht thematisiert. Des Weiteren beziehen sich die Untersuchungen und Ergebnisse auf kommunales Abwasser ohne größere industrielle Anteile. Die getroffenen Aussagen zu α -Werten sind daher nur bedingt auf industriell geprägtes Abwasser übertragbar.

2 Grundlagen des Belebungsverfahrens und der Sauerstoffzufuhr

2.1 Grundlegendes zum Belebungsverfahren bei der biologischen Abwasserbehandlung

Die biologische Abwasserbehandlung hat das Ziel, Abwasserinhaltsstoffe aus dem Abwasser abzutrennen oder in die Natur nicht schädigende Stoffe zu überführen. Dazu wird weltweit vorrangig das Belebungsverfahren angewendet. Das Belebungsverfahren kann als technische Umsetzung der in Gewässern ablaufenden natürlichen Selbstreinigungsprozesse verstanden werden. Diese technische Umsetzung erfolgt durch eine Aufkonzentrierung der im Abwasser vorhandenen, abzutrennenden bzw. abzubauenen Schmutz- und Nährstoffe sowie durch die Erhöhung der Mikroorganismen-Konzentration im Belebungsbecken. Der sich durch den aeroben Abbau ergebende Sauerstoffbedarf der Mikroorganismen wird durch eine künstliche Belüftung sichergestellt. Dabei muss auf einen optimalen Kontakt zwischen belebtem Schlamm (Mikroorganismen), Abwasser und Sauerstoff durch eine ausreichende Durchmischung geachtet werden. Alle technischen Varianten des Belebungsverfahrens haben das Ziel, diese Bedingungen betriebssicher und wirtschaftlich auszuführen (ATV, 1997; Bever et al., 2002; Gujer, 2007).

Seinen Ursprung hat das Belebungsverfahren im englischsprachigen Raum. Es erhielt den Namen „Activated Sludge Process“, da bei dem Verfahren ein Schlamm aus aktiven Mikroorganismen (Belebtschlamm) gebildet wird, die das Abwasser aerob reinigen (Gujer, 2007). Durch Stoffwechselprozesse der Mikroorganismen des Belebtschlammes werden die Schmutzstoffe aus dem Abwasser entfernt. Die Schmutzstoffe werden unter Sauerstoffverbrauch und Energiegewinn zu Endprodukten wie Kohlendioxid, Wasser, Nitrat, Sulfat u.a. umgesetzt. Sie werden in Biomasse umgewandelt oder sie adsorbieren an der Belebtschlammflocke und verlassen mit dem Überschussschlamm das Belebungsverfahren (ATV, 1997).

Das Belebungsverfahren besteht aus dem Belebungsbecken und dem Nachklärbecken, die durch den Rücklaufschlamm verbunden und als eine verfahrenstechnische Einheit anzusehen sind (ATV-A 131, 2000). Das typische Fließschema einer Belebungsanlage ist in nachstehender Abbildung 1 dargestellt.

Über den Abwasserzulauf gelangen die Schmutzstoffe und über den Rücklaufschlamm die Mikroorganismen in das Belebungsbecken. Durch eine künstliche Belüftung wird dem Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch Sauerstoff zugeführt. Die Belüftung hat zudem die Aufgabe, das Abwasser und den Belebtschlamm zu durchmischen und die Mikroorganismen in Schwebe zu halten. Die Mikroorganismen entnehmen dem Ab-

wasser die Schmutzstoffe als Nährstoffe, vermehren sich und reinigen dadurch das Abwasser (Gujer, 2007).

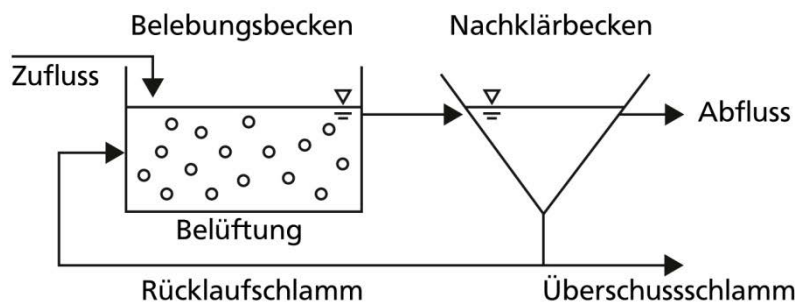


Abbildung 1: Fließschema eines kontinuierlich durchflossenen Belebtschlammverfahrens (nach Gujer, 2007)

Das Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch gelangt nach dem Belebungsbecken in das Nachklärbecken. Dort sedimentiert der Schlamm und dickt ein. Das überstehende, gereinigte Abwasser fließt als Ablauf aus dem Nachklärbecken und enthält noch die nicht eliminierbaren, gelösten Stoffe sowie eine geringe Restkonzentration an suspendierten Stoffen. Der im Nachklärbecken abgesetzte Belebtschlamm wird als Rücklaufschlamm in das Belebungsbecken zurückgeführt, um dort die erforderliche Schlammkonzentration aufrecht zu erhalten. Durch das ständige Wachstum der Mikroorganismen vermehrt sich der Belebtschlamm. Dieser Zuwachs wird als Überschussschlamm aus dem Belebungsverfahren entfernt und der Schlammbehandlung zugeführt (Gujer, 2007).

In Deutschland werden Belebungsanlagen entsprechend der nachfolgend beschriebenen Reinigungsziele nach dem ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) bemessen. Maßgebender Parameter ist dabei das Schlammalter, welches die mittlere Aufenthaltszeit der Mikroorganismen im Belebungsbecken beschreibt.

2.2 Reinigungsziele

Das Belebungsverfahren kann so gestaltet und ausgeführt werden, dass verschiedene Reinigungsziele erreicht werden können. Bei den Reinigungszielen handelt es sich um die reine Kohlenstoffelimination, die Nährstoffelimination oder die aerobe Stabilisierung des Belebtschlammes.

Das ursprünglich entwickelte Belebungsverfahren diente der reinen Kohlenstoffelimination. Im Zuge der gestiegenen Anforderungen an die Abwasserbehandlung wurde das Verfahren zur weitergehenden biologischen Abwasserbehandlung um die Nährstoffelimination erweitert. Nach den Anforderungen der Abwasserverordnung (AbwV, 2004) ist heute ab einer Kläranlagenanschlussgröße von 5.000 Einwohnerwerten (EW)

eine Stickstoffoxidation und ab 10.000 EW eine Nährstoffelimination (Stickstoff- und Phosphorelimination¹) gefordert. Das alleinige Reinigungsziel Kohlenstoffelimination wird dementsprechend nur bei Anlagen mit einer Anschlussgröße kleiner 5.000 EW zugelassen.

Der beim Belebungsverfahren anfallende Überschussschlamm muss zur weiteren Behandlung bzw. Entsorgung stabilisiert werden. Dies kann in Form der anaeroben Schlammbehandlung durchgeführt werden. Bei kleineren Anlagen bis zu einer Ausbaugröße von 50.000 EW kann auch die aerobe Stabilisierung eingesetzt werden (DWA-Arbeitsblatt 226, 2009).

In den folgenden Abschnitten werden die Reinigungsziele Kohlenstoffelimination, Nährstoff- bzw. Stickstoffelimination und simultane aerobe Stabilisierung nach dem Belebungsverfahren näher beschrieben.

2.2.1 Kohlenstoffelimination

Abwasserbehandlungsanlagen zur ausschließlichen Kohlenstoffelimination sind zwar nach der Abwasserverordnung (AbwV, 2004) in Deutschland nur bis zu einer Ausbaugröße von 5.000 EW zugelassen, finden aber als Vorreinigung in zweistufigen Anlagen Anwendung (Kayser, 2001). In anderen Ländern können sie zum Stand der Technik zählen. In wasserarmen Regionen, in denen aus Abwasser landwirtschaftliches Bewässerungswasser gewonnen wird, kann die reine Kohlenstoffelimination saisonal während der Vegetationsperiode Anwendung finden, um während dieser Phase die Nährstoffe nicht aus dem Abwasser zu eliminieren (Pöpel, 1999; Meda und Cornel, 2010).

Beim aeroben Abbau der Kohlenstoffverbindungen mineralisieren heterotrophe Mikroorganismen einen Teil der organischen Abwasserinhaltsstoffe zu Kohlendioxid und Wasser ($\text{CH}_2\text{O} + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$). Der Rest der organischen Stoffe wird in die Mikroorganismen eingebaut, die sich dabei vermehren (Gujer, 2007). Der Reinigungsverlauf kann nach ATV (1997) in zwei Abschnitte unterteilt werden: die Anfangsabnahme besteht vorwiegend aus Adsorption und Speicherung der Schmutzstoffe, die fortschreitende Abnahme beinhaltet überwiegend die Entfernung der gelösten organischen Stoffe durch Umwandlung in neue Zellsubstanz, Kohlendioxid und Wasser.

Bei der Kohlenstoffelimination handelt es sich um den Abbau von organischen Stoffen, wodurch der Sauerstoffbedarf des Abwassers verringert wird. Als Maß für den Gehalt an organischen Schmutzstoffen wird die Menge an Sauerstoff erfasst, die zur biochemischen oder chemischen Oxidation der organischen Schmutzstoffe bis zu anorganischen Endprodukten notwendig ist. Die biochemische Oxidation wird als BSB₅ und die chemische Oxidation als CSB (biochemischer bzw. chemischer Sauer-

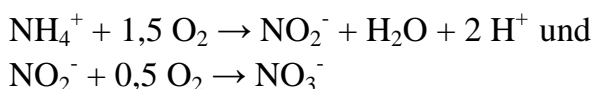
¹ Die Phosphorelimination wird in dieser Arbeit nicht näher betrachtet.

stoffbedarf) in mg O₂/L erfasst. In kommunalem Abwasser beträgt das Verhältnis BSB₅ zu CSB 1:1,5 bis 1:2 (Bever et al., 2002). Der chemische Sauerstoffbedarf CSB ist ein Summenparameter, der die zur vollständigen Oxidation von organischen Stoffen notwendige Menge an Sauerstoff angibt (Gujer, 2007).

2.2.2 Stickstoffelimination

Unter dem Begriff Stickstoffelimination werden die Prozesse Nitrifikation und Denitrifikation zusammengefasst. Die Nitrifikation beschreibt einen mikrobiologischen Prozess, in dem spezialisierte Bakterien Ammonium (NH₄⁺) zu Nitrat (NO₃⁻) oxidieren. Unter der Denitrifikation wird der mikrobiologische Prozess verstanden, bei dem für die Oxidation von organischen Stoffen an Stelle von Sauerstoff (O₂) Nitrat (NO₃⁻) reduziert wird. Für diese sogenannte Nitratatmung während der Denitrifikation müssen anoxische Verhältnisse vorliegen. Das Endprodukt der Denitrifikation ist elementarer Stickstoff (N₂), der in die Atmosphäre übergeht und somit aus dem Abwasser entfernt wird (Gujer, 2007).

Die Oxidationsschritte der Nitrifikation können vereinfacht ausgedrückt werden (ATV, 1997):



Zusammengefasst erhält man die Gesamtreaktion:



Die Reduktion des Nitrats folgt bei der Denitrifikation unter Berücksichtigung eines Substrats folgender Gleichung (Gujer, 2007):



Für die Denitrifikation werden zur Reduktion von Nitrat organische Stoffe benötigt. Die meisten heterotrophen Mikroorganismen, die organische Stoffe aerob abbauen, können auch denitrifizieren.

Gegenüber den Kohlenstoff abbauenden heterotrophen Mikroorganismen haben die autotrophen Nitrifikanten eine geringere Wachstumsrate. Die Wachstumsrate ist u.a. abhängig von der Konzentration des vorhandenen Substrats, der Temperatur, des pH-Wertes und der Sauerstoffkonzentration (Matsché, 1998). Die Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken sollte bei der Stickstoffelimination mit einem Wert um 2 mg/L gegenüber der reinen Kohlenstoffelimination (0,5 - 1 mg/L) höher liegen, um keine Limitierung der Nitrifikanten durch den Sauerstoffgehalt zu erhalten (Bever et al., 2002).

2.2.3 Aerobe Stabilisierung

Bei der aeroben Stabilisierung werden die absetzbaren Abwasserinhaltsstoffe und der bei der biologischen Abwasserbehandlung mit dem Belebtschlammverfahren gebildete Überschussschlamm aerob behandelt. Dabei werden die Mikroorganismen gezwungen, die während der biologischen Reinigung des Abwassers gebildete Zellsubstanz zu oxidieren. Die organischen Schmutzstoffe des Abwassers werden aerob in einen stabilen Zustand überführt. Aufgrund der langen Belüftungszeit werden eine hohe Kontaktzeit zwischen Abwasser und Mikroorganismen und somit auch ein hoher Reinigungsgrad erreicht. Der anfallende Überschussschlamm sollte weitestgehend mineralisiert und geruchlos sein. Die aerobe Stabilisierung kann sowohl simultan im Belebungsbecken als auch getrennt erfolgen² (ATV, 1997; ATV-M 368, 2003).

In dem folgenden Kapitel 2.3 werden die Varianten des Belebungsverfahrens zur Umsetzung der hier beschriebenen Reinigungsziele dargestellt.

2.3 Varianten des Belebungsverfahrens

Belebungsverfahren können sowohl kontinuierlich durchflossen als auch diskontinuierlich im Aufstaubetrieb ausgeführt werden. Im Folgenden werden diese Ausführungsvarianten entsprechend den unterschiedlichen Reinigungszielen beschrieben.

2.3.1 Kontinuierlich durchflossene Belebungsverfahren

2.3.1.1 Belebungsverfahren zur Kohlenstoffelimination

Belebungsanlagen zur Kohlenstoffelimination werden je nach Anschlussgröße mit einem Schlammalter von 4 bis 5 Tagen bei einer Bemessungstemperatur von $T_{\text{Bem}} = 12^\circ\text{C}$ bemessen. Dies verhindert die Nitrifikation, da sich bei diesem Schlammalter die Nitrifikanten nicht im Belebungsbecken anreichern können. In den Sommermonaten ist das Schlammalter ggf. zu reduzieren um eine ungewollte Nitrifikation auszuschließen, da bei einer höheren Wassertemperatur Nitrifikationsprozesse bei einem Schlammalter kleiner 4 Tage stattfinden können. Eine dann stattfindende ungewollte Nitrifikation erhöht den Sauerstoffbedarf und kann zur Schwimmschlamm Bildung im Nachklärbecken durch unbeabsichtigte Denitrifikation führen. Um das Schlammalter abzusenken, kann der Trockensubstanzgehalt abgesenkt oder das Beckenvolumen reduziert werden (Bever et al., 2002; Gujer, 2007).

² Die getrennte aerobe Stabilisierung wird aufgrund der geringen Praxisrelevanz in dieser Arbeit nicht behandelt.

2.3.1.2 Belebungsverfahren zur Stickstoffelimination

Bei der Stickstoffelimination erfolgen die Nitrifikation im aeroben Teil und die Denitrifikation im anoxischen Teil des Belebungsbeckens. In jeder Belebungsanlage kann nitrifiziert werden, wenn ein ausreichend hohes Schlammalter und eine entsprechende Sauerstoffversorgung sichergestellt sind. Zur Denitrifikation müssen im Belebungsbecken Zonen ohne freien Sauerstoff vorhanden sein und es muss ein ausreichender Sauerstoffbedarf in Form von Kohlenstoffquellen den heterotrophen Mikroorganismen zur Kohlenstoffatmung zur Verfügung stehen (Bever et al., 2002). Der anoxische Anteil des Beckens sollte 50 % des Gesamtvolumens nicht überschreiten (Schleypen, 1998). Zur Stickstoffelimination sind dementsprechend verschiedene Verfahrensweisen möglich, die im Folgenden kurz beschrieben werden. Weitere Ausführungen sind der entsprechenden Literatur zu entnehmen.

Vorgeschaltete Denitrifikation

Bei der vorgeschalteten Denitrifikation werden zufließendes Abwasser, Rücklaufschlamm aus dem Nachklärbecken und nitrathaltiger belebter Schlamm aus dem Ablaufbereich des Belebungsbeckens in einem ersten Beckenteil gemischt. Das Verfahrensprinzip der vorgeschalteten Denitrifikation ist in Abbildung 2 dargestellt.



Abbildung 2: Verfahrensprinzip der vorgeschalteten Denitrifikation (ATV-A 131, 2000)

Diesem vorgeschalteten Denitrifikationsbecken wird kein Sauerstoff zugeführt, sodass hier anoxische Verhältnisse vorliegen. Die für die Denitrifikation notwendigen Kohlenstoffverbindungen gelangen über den Abwasserzulauf, die Nitratfracht über die Rezirkulation sowie den Rücklaufschlamm in das vorgeschaltete Becken (Bever et al., 2002).

Das Nitrat kann bei dieser Verfahrensweise nur entsprechend dem Rezirkulationsverhältnis eliminiert werden. Die Rezirkulation beträgt dabei i.d.R. ein Mehrfaches des Abwasserzulaufs und begrenzt gleichzeitig das Verfahren. Durch ein hohes Rezirkulationsverhältnis wird die hydraulische Beschickung des Denitrifikationsbeckens erhöht und die Kontaktzeit reduziert. Die Rezirkulation kann nicht beliebig hoch gewählt werden und sollte das Vierfache des Zulaufs nicht überschreiten, da bei einem hohen Rezirkulationsverhältnis zu viel gelöster Sauerstoff aus der Nitrifikation in das anoxische Becken eingetragen wird. Dadurch wird die Denitrifikation eingeschränkt (ATV, 1997; Bever et al., 2002).

Intermittierende Denitrifikation

Bei der intermittierenden Denitrifikation laufen Nitrifikation und Denitrifikation in einem Becken zeitlich getrennt nacheinander ab. Die Belüftung wird dabei zu- und abgeschaltet (ATV-A 131, 2000). Abbildung 3 zeigt das Verfahrensfließbild der intermittierenden Denitrifikation.

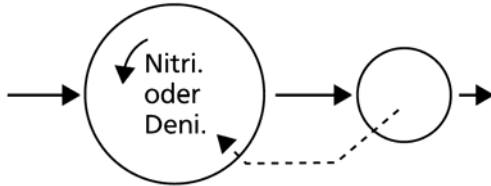


Abbildung 3: Verfahrensprinzip der intermittierenden-Denitrifikation (ATV-A 131, 2000)

Auch hier beeinträchtigen hohe Sauerstoffkonzentrationen am Ende der belüfteten Phase den Denitrifikationsprozess negativ.

Simultane Denitrifikation

Die simultane Denitrifikation wird in Rund- oder Umlaufbecken ausgeführt. Durch wechselnd belüftete und unbelüftete Zonen ist es möglich, anoxische Zonen zur Denitrifikation zu schaffen. Nitrifikation und Denitrifikation sind dabei räumlich getrennt. Verfahrenstechnisch kann die simultane Denitrifikation als eine Art vorgeschaltete Denitrifikation mit einer hohen internen Rezirkulation angesehen werden (ATV, 1997; ATV-A 131, 2000). Das Verfahrensprinzip der simultanen Denitrifikation zeigt Abbildung 4.

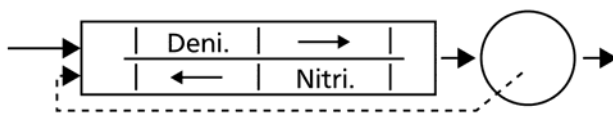


Abbildung 4: Verfahrensprinzip der simultanen Denitrifikation (ATV-A 131, 2000)

Kaskaden-Denitrifikation

Bei der Kaskaden-Denitrifikation werden zwei oder mehr Belebungsbecken nacheinander durchflossen. Die Belebungsbecken werden als vorgeschaltete oder als simultane Denitrifikation ausgeführt. Das Abwasser wird aufgeteilt und jeweils den Denitrifikationsbecken bzw. -zonen zugeführt (ATV-A 131, 2000). Abbildung 5 zeigt das Verfahrensfließbild der Kaskaden-Denitrifikation ausgeführt als vorgeschaltete Denitrifikation.

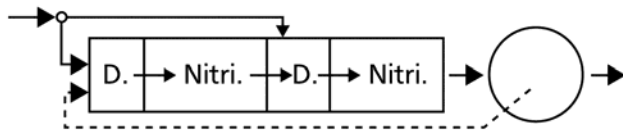


Abbildung 5: Verfahrensprinzip der Kaskaden-Denitrifikation (ATV-A 131, 2000)

Denitrifikations- und Nitrifikationsbecken wechseln sich mehrmals ab. Der Rücklaufschlamm aus dem Nachklärbecken wird in die erste Kaskade gefördert. Das in der vorangeschalteten Nitrifikationsstufe gebildete Nitrat wird in der nachgeschalteten Denitrifikationsstufe reduziert. Das Abwasser wird stufenweise in jede Kaskade zugegeben. Durch die Kaskadierung kann eine Reduktion des Belebungsbeckenvolumens von etwa 10 - 15 % erreicht werden (Bever et al., 2002).

Alternierende Denitrifikation

Bei der alternierenden Denitrifikation finden Denitrifikation und Nitrifikation in zwei verschiedenen Becken statt, die hierfür abwechselnd mit Abwasser beschickt und intermittierend belüftet werden. Das Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch fließt dabei von dem beschickten unbelüfteten Becken in das belüftete und von dort in die Nachklärung. Liegen am Ende einer Nitrifikationsphase noch hohe Sauerstoffkonzentrationen vor, beeinträchtigen diese die Denitrifikationsphase (ATV-A 131, 2000). Das Verfahrensprinzip der alternierenden Denitrifikation ist in Abbildung 6 dargestellt.

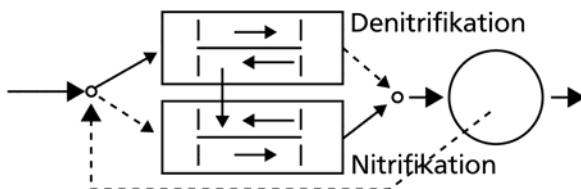


Abbildung 6: Verfahrensprinzip der alternierenden-Denitrifikation (ATV-A 131, 2000)

Nachgeschaltete Denitrifikation

Die nachgeschaltete Denitrifikation ist das aus biologischer Sicht sinnvollste Verfahren, indem zuerst nitrifiziert und anschließend denitrifiziert wird. Allerdings atmet der Belebtschlamm durch die fehlenden Kohlenstoffverbindungen in dem nachgeschalteten anoxischen Becken nur endogen. Dies bewirkt eine sehr niedrige Denitrifikationsgeschwindigkeit (ATV, 1997; ATV-A 131, 2000). Nachstehende Abbildung 7 stellt das Verfahrensfliessbild dar.

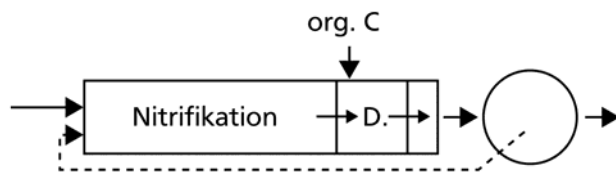


Abbildung 7: Verfahrensprinzip der nachgeschalteten Denitrifikation (ATV-A 131, 2000)

Das Verfahren der nachgeschalteten Denitrifikation wird angewendet, wenn das Abwasser ein geringes C/N-Verhältnis besitzt, was die Zudosierung von externem Kohlenstoff unumgänglich macht. Dies tritt auf kommunalen Belebungsanlagen beispielsweise bei industriell oder gewerblich geprägten Abwässern mit hohen Stickstofffrachten auf. Um sicherzustellen, dass der extern zudosierte Kohlenstoff vollständig abgebaut wird, ist dem Denitrifikationsbecken ein belüftetes Becken nachgeschaltet (ATV-A 131, 2000; Kayser, 2001).

2.3.1.3 Belebungsverfahren zur simultanen aeroben Stabilisierung

Bei der simultanen aeroben Stabilisierung werden die absetzbaren Abwasserinhaltsstoffe sowie der bei der biologischen Abwasserbehandlung nach dem Belebtschlammverfahren gebildete Überschussschlamm in einem Verfahrensschritt simultan zur biologischen Elimination der Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in einem Reaktor stabilisiert. Dabei wird i.d.R. auf eine Vorklärung verzichtet. Das Belebungsbecken wird sehr groß ausgelegt um die organische Raum- und Schlammbelastung gering zu halten.

Voraussetzung für eine weitgehende Stabilisierung des Belebtschlammes ist ein hohes Schlammalter (> 25 d zur Stickstoffelimination), das sich verfahrenstechnisch durch eine lange Belüftungszeit und einen ausreichend hohen Belebtschlammgehalt im Belebungsbecken realisieren lässt. Aufgrund der langen Belüftungszeit werden eine hohe Kontaktzeit zwischen Abwasser und Mikroorganismen und somit ein hoher Reinigungsgrad erreicht. Der Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen ist höher als bei den anderen Verfahrensarten, da angestrebt wird, alle organischen Verunreinigungen zu oxidieren (ATV, 1997; ATV-M 368, 2003).

Nach dem DWA-Arbeitsblatt 226 (2009) wird die Anwendung der gemeinsamen aeroben Stabilisierung für Belebungsanlagen mit einer Ausbaugröße bis 50.000 EW empfohlen.

Vorteile der simultanen aeroben Stabilisierung ergeben sich durch niedrige Investitionskosten im Vergleich zur anaeroben Stabilisierung, durch eine höhere Betriebssicherheit aufgrund der großen Pufferkapazität sowie durch einen geringeren Betriebs- und Überwachungsaufwand. Nachteilig sind relativ hohe Betriebskosten infolge der langen Belüftungszeit. Des Weiteren sind im Vergleich zu getrennt aerob oder anaerob

stabilisierten Schlämmen Eindickfähigkeit und Entwässerbarkeit simultan stabilisierter Schlämme deutlich schlechter (ATV-M 368, 2003).

2.3.1.4 Membran-Bioreaktor-Verfahren (MBR-Verfahren)

Das Membran-Bioreaktor-Verfahren (auch Membranbelebungsverfahren genannt) bezeichnet die Kombination aus einem Belebungsbecken und einer Membranfiltration zur Abtrennung des belebten Schlamms vom gereinigten Abwasser. Dabei werden i.d.R. Mikro- oder Ultrafiltrationsmembranen mit einer Porenweite bis 0,5 µm eingesetzt (DWA-M 227, 2011). Der belebte Schlamm wird bei diesem Verfahren einschließlich aller Mikroorganismen vollständig durch Membranen zurückgehalten, die direkt in das Belebungsbecken oder in einem dem Belebungsreaktor nachgeschalteten Becken eingebaut werden (Bever et al., 2002). Durch MBR-Verfahren lassen sich im Vergleich zu gleich dimensionierten Belebungsverfahren mit Nachklärung höhere Anforderungen an den Abwasserablauf erfüllen. An der Membranoberfläche kommt es zu einer Deckschichtbildung. Die Deckschicht resultiert aus Anlagerung der an der Membranoberfläche zurückgehaltenen Komponenten. Es kommt zum sogenannten Fouling, einer Ablagerung von Stoffen auf der Membran, an oder in den Poren. Fouling bewirkt immer eine Leistungs- und Permeabilitätsverminderung der Membran. Um dieser Deckschichtbildung entgegenzuwirken, werden die Membranen durch eine Querströmung, die sog. Crossflow-Belüftung (üblicherweise grobblasig) überströmt (DWA-M 227, 2011).

Die Vorteile des Membranbelebungsverfahrens ergeben sich aus den höheren Feststoffgehalten im Belebungsbecken und dem vollständigen Rückhalt aller Feststoffe durch die Membranen. So können Membranbelebungsanlagen mit höheren Feststoffgehalten von etwa 10 bis 15 g/L bemessen und betrieben werden, wodurch sich das Belebungsbeckenvolumen verkleinert. Der spezifische Überschussschlammanfall entspricht dem konventioneller Anlagen (Günder, 1999; Bever et al., 2002; Ohle, 2002; Krause, 2005).

Die biologische Stufe von Membranbelebungsanlagen wird nach dem Schlammalter bemessen, wobei das Bemessungsschlammalter dabei im üblichen Bereich konventioneller Belebungsanlagen liegt. So kann das Volumen des Belebungsbeckens nach dem ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) bemessen werden, wobei ein höherer Feststoffgehalt anzusetzen ist (Krause et al., 2011; DWA-M 227, 2011). MBR-Anlagen sind mit den üblichen Verfahren zur Kohlenstoff- und Stickstoffelimination sowie zur simultanen aeroben Schlammstabilisierung ohne Einschränkungen kombinierbar (DWA-M 227, 2011).

Die kommunalen Membranbelebungsanlagen in Deutschland werden bisher mit einem Schlammalter größer 25 Tagen betrieben. Der Grund für dieses hohe Schlammalter

liegt in dem dann zu erwartenden niedrigeren Foulingpotenzial (Itokawa et al., 2008; Judd, 2011).

2.3.2 Belebungsverfahren im Aufstaubetrieb (SBR-Verfahren)

Neben den kontinuierlich durchflossenen Belebungsanlagen besteht die Möglichkeit das Belebungsverfahren durch das Sequencing Batch Reaktor (SBR) Verfahren diskontinuierlich auszuführen. Bei diesem Verfahren dient das Belebungsbecken auch als Absetzbecken und wird periodisch gefüllt und entleert. Das SBR-Verfahren basiert auf den gleichen prozesstechnischen Grundlagen wie das kontinuierlich betriebene Verfahren und kann die gleichen Reinigungsleistungen hinsichtlich der Kohlenstoffelimination, der Nitrifikation/Denitrifikation als auch der simultan aeroben Stabilisierung erfüllen. Das SBR-Verfahren entspricht einer kaskadenförmig durchströmten Belebungsanlage, in der die einzelnen aeroben, anoxischen und anaeroben Prozessphasen sowie die Sedimentation nacheinander stattfinden (Franta et al., 1995; Gallent, 2001)

Nach dem DWA-Merkblatt 210 (2009) beschreibt eine Prozessphase bzw. ein Zyklus das Zeitintervall, das für die Füllung, die biologischen Prozesse und die Trennung des belebten Schlammes vom gereinigten Wasser sowie den Abzug des Klarwassers und des Überschussschlammes erforderlich ist. Durch Zu- und Abschalten der Belüftung werden die für die biologische Behandlung erforderlichen aeroben, anoxische und anaerobe Milieubedingungen eingestellt. Die Dauer der einzelnen Prozessbedingungen wird entsprechend den Erfordernissen angepasst (Franta et al., 1995). Nachstehende Abbildung 8 zeigt die Zyklen eines SBR-Verfahrens.

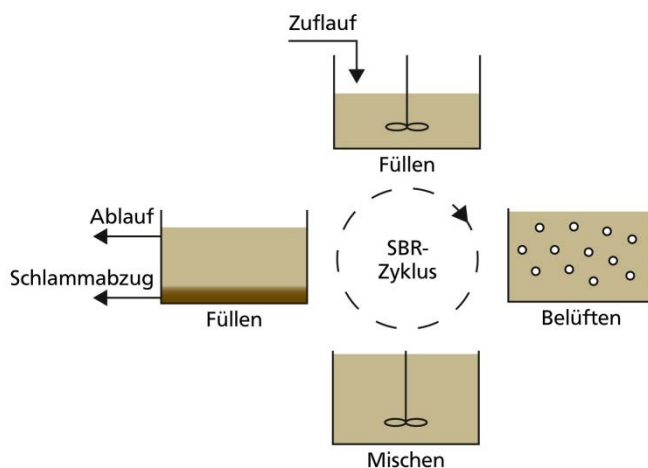


Abbildung 8: Zyklen eines SBR-Verfahrens: Füllung, biologische Phase mit Belüften und Mischen, Klarwasser- und Überschussschlammabzug (nach Franta et al., 1995)

Da kommunales Abwasser im Regelfall kontinuierlich anfällt, wird eine Zwischenspeicherung des Abwassers zu den Zeiten, in denen der SBR nicht beschickt werden kann, notwendig. Für eine Beschickung von SBR-Anlagen ohne vorgeschaltetes

Speicherbecken sind mindestens zwei Aufstaubecken notwendig (Bever et al., 2002, DWA-M 210, 2009).

Bemessen werden SBR-Verfahren nach dem DWA-Merkblatt 210 (2009) in Anlehnung an das ATV-Arbeitsblatt 131 (2000). Maßgebender Bemessungsparameter ist auch hier das Schlammalter, welches entsprechend dem Reinigungsziel berechnet bzw. gewählt wird. Das Schlammalter ist dabei allerdings nur auf die Dauer der Reaktionsphase zu beziehen.

2.4 Abwassertechnische Parameter

Abwassertechnische Parameter dienen zur Dimensionierung und Charakterisierung des Belebungsverfahrens sowie des belebten Schlammes. Die für diese Arbeit relevanten Parameter Trockensubstanzkonzentration, Wassertemperatur, Glühverlust, Schlammalter sowie Raum- und Schlammbelastung werden im Folgenden beschrieben.

2.4.1 Trockensubstanzkonzentration und Glühverlust

Für die biologische Behandlung des Abwassers mit dem Belebungsverfahren ist eine ausreichende Masse an Mikroorganismen erforderlich. Die Schlammkonzentration im Belebungsbecken wird als Trockensubstanzkonzentration TS_{BB} (g/L) angegeben (Gujer, 2007). Die Trockensubstanzkonzentration beeinflusst die Volumen von Belebungsbecken und Nachklärbecken gegenläufig. Das Belebungsbeckenvolumen nimmt in gewissen Grenzen mit steigender Trockensubstanzkonzentration ab, während Oberfläche und Tiefe der Nachklärung größer werden (ATV-A 131, 2000). Je größer das Nachklärbecken dimensioniert wird, desto größer wird die verfahrenstechnisch mögliche Belebtschlammkonzentration. Zur Einhaltung eines bestimmten Trockensubstanzgehalts im Belebungsbecken wird der im Nachklärbecken eingedickte Belebtschlamm als Rücklaufschlamm mit dem Abwasserzulauf am Anfang des Belebungsbeckens vermischt und der Schlammzuwachs in Form des Überschussschlammes aus dem Belebungsverfahren entfernt (ATV, 1997).

Je nach Reinigungsziel, Abwasserbeschaffenheit und Leistung der Nachklärung sind konventionelle Belebungsanlagen mit Trockensubstanzkonzentrationen zwischen 2,5 g/L und 4,5 g/L zu dimensionieren und zu betreiben (Bischof, 1998; Schleyen, 1998). Bei Kohlenstoff- und Stickstoffelimination werden konventionelle Belebungsanlagen mit TS-Konzentrationen von 2,5 bis 3,5 g/L geplant und betrieben. Bei Belebungsanlagen ohne Vorklärung liegt die TS-Konzentration mit 4 bis 4,5 g/L meist höher als bei Anlagen mit Vorklärung (Bischof, 1998; Gujer 2007). Simultan aerobe Stabilisierungsanlagen werden ebenfalls für Trockensubstanzkonzentrationen von 4

bis 4,5 g/L ausgelegt, wobei diese i.d.R. ohne Vorklärung betrieben werden (Bischof, 1998).

Membranbelebungsanlagen, bei denen die Funktion der Nachklärung (Trennung von Belebtschlamm und Wasser) durch Membranen ersetzt wird, können bedingt durch den vollständigen Rückhalt der Feststoffe mit höheren TS-Konzentrationen von etwa 10 bis 15 g/L bemessen und betrieben werden (Bever et al., 2002).

Auch betriebliche Optimierungen z.B. in den Sommermonaten können über die Einstellung des TS-Gehalts erfolgen. Durch Absenkung der TS-Konzentration im Belebungsbecken wird das Schlammalter verringert. In den Sommermonaten reicht ein geringeres Schlammalter aufgrund des bei höheren Wassertemperaturen besseren biologischen Abbaus aus, um die geforderten Ablaufwerte einzuhalten.

Der Glühverlust GV beschreibt den organischen Anteil des belebten Schlamms. Die Schwankungsbreite beträgt bei Belebtschlämmen aus kommunalem Abwasser 35 % bis 85 % (ATV, 1997). Bei Anlagen ohne Vorklärung treten niedrigere Glühverluste auf. Mit steigendem Schlammalter wird von einer Abnahme des Glühverlustes berichtet (Hartwig, 1993; Jardin, 2008), was darauf schließen lässt, dass mit steigender Reinigungsanforderung wie z.B. bei der simultanen aeroben Stabilisierung mit einem niedrigeren Glühverlust im Bereich von 60 bis 70 % und z.B. bei der Kohlenstoffelimination mit einem höheren Glühverlust von 70 bis 80 % zu rechnen ist. Allerdings spielt hier auch die Abwassercharakteristik eine entscheidende Rolle.

Über die Trockensubstanzkonzentration und den Glühverlust kann die organische Trockensubstanzkonzentration berechnet werden. Die Bestimmung des organischen Anteils oTS des Belebtschlamms erlaubt allerdings keine direkte Aussage über den Anteil an aktiven Organismen im Schlamm (ATV, 1997). Dieser aktive Anteil der organischen Trockensubstanz ist maßgebend für die biologische Aktivität des Belebtschlamms.

2.4.2 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur beeinflusst alle biologisch, chemisch und physikalisch ablaufenden Prozesse und somit auch die biologische Abwasserbehandlung. Der jährliche Verlauf der Abwassertemperatur ist abhängig von der geographischen Lage. In Deutschland und weiten Teilen Europas weist die Abwassertemperatur einen mittleren Jahresgang von 10°C bis 20°C auf. International wird der Abwassertemperaturbereich in einer Spanne von 3°C bis 35°C angegeben (Metcalf und Eddy, 2003). Die häufig auch als Bezugstemperatur gewählte mittlere Abwassertemperatur liegt national und international bei 15°C (Koppe und Stozek, 1999; Durth, 2000; Metcalf und Eddy,

2003). Die Temperatur im Belebungsbecken ist von der Temperatur des anfallenden Abwassers, der Abkühlung im Kanalnetz und in der Kläranlage sowie von der biogenen Erwärmung abhängig (Kroiss, 1989).

Der Temperatureinfluss geht an unterschiedlichen Stellen in die Bemessung des Belebungsverfahrens ein. Da das Wachstum der autotrophen Nitrifikanten im Vergleich zu den heterotrophen Bakterien temperaturempfindlicher ist, liegt hier der Haupteinfluss der Wassertemperatur. Von wesentlicher Bedeutung ist ein ausreichend hohes Schlammalter und das dadurch bedingte Zurückhalten der Nitrifikanten (Bever et al., 2002; Durth, 2000). Eine vollständige Nitrifikation wird aus diesem Grund von Seiten der deutschen Gesetzgebung nur für Wassertemperaturen über 12°C vorgeschrieben (AbwV, 2004).

Die Wassertemperatur hat neben dem Wachstum auch einen Einfluss auf den Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen sowie auf die erforderliche Sauerstoffzufuhr. Dies wird in der Bemessung entsprechend berücksichtigt und ist in den Kapiteln 2.5.1 und 2.5.2 näher beschrieben. Der Einfluss der Wassertemperatur auf die Sauerstoffsättigungskonzentration C_S und den Belüftungskoeffizienten k_{LaT} werden in Kapitel 2.6.1 dargestellt.

2.4.3 Schlammalter

Das Schlammalter t_{TS} (d) beschreibt die mittlere Aufenthaltszeit der Mikroorganismen im Belebungsbecken und wird über die Masse der Feststoffe im Belebungsbecken $V_{BB} \cdot TS_{BB}$, geteilt durch die tägliche Überschussschlammproduktion $Q_{\ddot{U}S} \cdot T_{\ddot{U}S}$ unter Berücksichtigung der abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf der Nachklärung $Q_d \cdot TS_{AN}$ berechnet (ATV, 1997):

$$\text{Gleichung 1: } t_{TS} = \frac{V_{BB} \cdot TS_{BB}}{Q_{\ddot{U}S} \cdot TS_{\ddot{U}S} + Q_d \cdot TS_{AN}} \text{ (d)}$$

Das Schlammalter definiert demnach das Verhältnis zwischen der im Belebungsbecken vorhandenen Masse an Schlamm zur täglichen Überschussschlammproduktion bzw. zur täglich ausgetragenen Schlammmasse. Es gibt an, in wie viel Tagen sich der Belebtschlamm durchschnittlich erneuert und ist in den meisten internationalen Bemessungsansätzen, so auch nach dem ATV-Arbeitsblatt 131 (2000), der maßgebende Parameter für die Bemessung des Belebungsverfahrens. Je nach Reinigungsziel, Anlagengröße und Wassertemperatur wird das Bemessungsschlammalter gewählt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Reinigungsziel und Bemessungsschlammalter (nach ATV-A 131, 2000; Gujer, 2007)

Reinigungsziel	Schlammalter (d)
Kohlenstoffelimination	< 5
Nitrifikation	~ 7 - 10
Stickstoffelimination	~ 8 - 18
simultane aerobe Stabilisierung und Nitrifikation	> 20
simultane aerobe Stabilisierung und Stickstoffelimination	> 25

Die Wachstumsrate μ (1/d) ist der reziproke Wert des Schlammalters. Die Nitrifikanten besitzen eine niedrigere Wachstumsrate als die heterotrophen Bakterien, weshalb diese auch bei der Stickstoffelimination maßgebend für die Auslegung sind. Das Wachstum der Nitrifikanten wird bei 15°C mit $\mu_{\max} = 0,47$ 1/d angegeben. Um die Nitrifikanten nicht auszuschwemmen, muss das Mindestschlammalter größer gewählt sein als die reziproke Wachstumsrate. Bei 15°C würde folglich ein minimales Schlammalter von $1/0,47 = 2,13$ d ausreichen, um die Nitrifikanten im Belebtschlamm zu halten (Kayser, 1983). Da die maximale Wachstumsrate in der Praxis nicht erreicht wird, ist im ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) zur Berechnung des Schlammalters ein Sicherheitsfaktor von 1,6 eingebaut, mit dem Schwankungen der maximalen Wachstumsrate und Schwankungen des Ammoniumzulaufs berücksichtigt werden. Zusätzlich wird je nach Anlagengröße ein Erfahrungswert als weiterer Sicherheitsfaktor SF zwischen 1,45 bei großen Anlagen und 1,8 bei kleinen Anlagen angesetzt. Bei der Bemessung berechnet sich das aerobe Mindestschlammalter $t_{TS,aerob}$ für Anlagen mit Nitrifikation somit nach Gleichung 2 (ATV-A 131, 2000):

$$\text{Gleichung 2: } t_{TS,aerob} = SF \cdot \frac{1,6}{\mu_{\max} \cdot 1,103^{(T-15)}} = SF \cdot 3,4 \cdot 1,103^{(15-T)} \text{ (d)}$$

Im Vergleich zum minimal ausreichenden Schlammalter von 2,13 d bei 15°C berechnet sich das aerobe Mindestschlammalter für 15°C je nach Sicherheitsfaktor nach Gleichung 2 zu einem Wert zwischen 4,9 und 6,1 d.

Der Temperaturfaktor von $1,103^{(15-T)}$ beschreibt nach Durth (2000) den Anstieg der Wachstumsrate der Nitrifikanten bei einer Temperaturerhöhung pro 1°C um 10,3%. Der Einfluss der Wassertemperatur auf das Schlammalter wird durch die Temperaturabhängigkeit der Wachstumsrate begründet und wirkt sich im Betrieb durch die Überschussschlammproduktion auf das Schlammalter aus.

Der begrenzende Faktor für das Belebungsverfahren ist das Mindestschlammalter. Wird es unterschritten, werden die Mikroorganismen ausgeschwemmt (ATV, 1997; Bever et al., 2002). Um dies zu gewährleisten geht das Schlammalter in die Bemessung des Belebungsbeckenvolumens V_{BB} ein (Gleichung 3, ATV-A 131, 2000).

Gleichung 3:
$$V_{BB} = \frac{t_{TS} \cdot \ddot{U}_{S_d}}{TS_{BB}} \quad (\text{m}^3)$$

Die Überschussschlammproduktion \ddot{U}_{S_d} wird zwar mit steigendem Schlammalter t_{TS} geringfügig kleiner, das Belebungsbeckenvolumen allerdings größer. Je nach dem Volumen des Belebungsbeckens, auf das Bezug genommen wird, kann zwischen dem aeroben und dem gesamten Schlammalter unterschieden werden. Beim aeroben Schlammalter $t_{TS, \text{aerob}}$ wird die Masse des Belebtschlamms auf den belüfteten Teil des Belebungsbeckens bezogen, beim gesamten Schlammalter $t_{TS, \text{gesamt}}$ auf den belüfteten und den anoxischen Teil. Je größer die anoxische Zone dimensioniert wird, desto größer wird auch das Gesamtschlammalter (Schleypen 1998).

2.4.4 Raum- und Schlammbelastung

Die Raumbelastung B_R wird als Quotient der täglichen BSB₅-Fracht pro m³ Belebungsbecken in kg BSB₅/(m³·d) angegeben. Die BSB₅-Raumbelastung beschreibt die Verschmutzung des Abwasserzulaufs im Verhältnis zum Belebungsbeckenvolumen. Die Aufenthaltszeit des Abwassers im Belebungsbecken, die sogenannte reine Belüftungszeit wird je nach Konzentration des Abwassers mit 4 bis 8 Stunden angegeben. Die BSB₅-Raumbelastung liegt dabei zwischen 0,5 und 1,0 kg BSB₅/(m³·d) (ATV, 1997).

Berechnet wird die Raumbelastung über folgende Gleichung 4 (ATV-A 131, 2000):

Gleichung 4:
$$B_R = \frac{B_{d,BSB5}}{V_{BB}} \quad (\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d}))$$

Die Schlammbelastung B_{TS} berücksichtigt die Abwasserkonzentration (BSB₅-Konzentration), die Durchflusszeit und die Schlamm Trockensubstanz TS_{BB} (ATV, 1997). Die BSB₅-Schlammbelastung wird in der Einheit (kg BSB₅/(kg TS·d)) angegeben, als Quotient der Raumbelastung geteilt durch die TS Konzentration (Schleypen 1998).

Die Schlammbelastung wird nach ATV-A 131 (2000) nach folgender Gleichung 5 berechnet:

Gleichung 5:
$$B_{TS} = \frac{B_{d,BSB5}}{V_{BB} \cdot TS_{BB}} \quad (\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{d}))$$

Die BSB₅-Schlammbelastung ist als der begrenzende Faktor für die Reinigungswirkung des Belebungsverfahrens anzusehen. Für eine vollständige biologische Reinigung darf die BSB₅-Schlammbelastung von 0,4 kg BSB₅/(kg·d) nicht überschritten werden (ATV, 1997; Bever et al., 2002). Je nach gewünschtem Reinigungserfolg werden Belebungsanlagen zur Stickstoffelimination mit Schlammbelastungen zwischen 0,04 und 0,12 kg BSB₅/(kg·d) betrieben (Schleypen 1998).

Neben dem Schlammalter gilt die Schlammbelastung als der entscheidende Parameter für die Bemessung von Belebungsanlagen. Mit höherem Bemessungsschlammalter wird ein größeres Belebungsbeckenvolumen dimensioniert und es ergibt sich eine kleinere Schlammbelastung. Werden keine genauen Bilanzen über den Überschussschlammabzug geführt, hat sich für die Praxis die Schlammbelastung und weniger das Schlammalter als sicherer Parameter erwiesen. Über die spezifische Überschussschlammproduktion $\ddot{U}_{C,BSB}$ hängen Schlammbelastung und Schlammalter wie folgt zusammen (ATV, 1997):

Gleichung 6:
$$B_{TS} = \frac{1}{\ddot{U}_{C,BSB} \cdot t_{TS}} \quad (\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{d}))$$

Die spezifische Überschussschlammproduktion $\ddot{U}_{C,BSB}$ wird im ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) in Abhängigkeit des Schlammalters und des Verhältnis TS-Konzentration und BSB-Konzentration X_{TS}/C_{BSB} im Zulauf der Belebung tabellarisch in einem Bereich zwischen 0,53 und 1,27 kg/kg angegeben. Ausgehend von klassischen Zulaufverhältnissen liegt die spezifische Überschussschlammproduktion in einem Bereich von 0,8 und 1,1 kg/kg.

In der Literatur wird angenommen, dass die Schlammaktivität sich einer langfristigen Änderung der Schlammbelastung anpasst. Der mit der Schlamm Trockensubstanz erfasste aktive Anteil des Belebtschlamms nimmt mit schwächerer Belastung ab. Bei gleicher Trockensubstanzkonzentration ist die Aktivität des Belebtschlamms aus einer schwach belasteten Anlage geringer als aus einer hochbelasteten Anlage (ATV, 1997).

2.5 Bemessung des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Ergebnis der Bemessung des Belebungsverfahrens nach dem ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) ist neben der verfahrenstechnischen Gestaltung und dem Belebungsbeckenvolumen vorrangig der Sauerstoffverbrauch und die sich daraus ergebende erforderliche Sauerstoffzufuhr. Ausgehend von der Sauerstoffzufuhr wird die Belüftungseinrichtung dimensioniert. Weitere Hinweise und Empfehlungen für die Planung von Belüftungssystemen gibt das DWA-Merkblatt 229-1 (2012).

In den nachstehenden Abschnitten werden die Bestimmung des Sauerstoffverbrauchs und die Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr beschrieben.

2.5.1 Bemessung des Sauerstoffverbrauchs

Der gesamte Sauerstoffverbrauch setzt sich aus dem Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffelimination, dem Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation und der Einsparung aus der Denitrifikation zusammen. Sauerstoff muss zur Aufrechterhaltung des aeroben Milieus ständig eingetragen werden. Dabei ist je nach Reinigungsziel eine Sauerstoffkonzentration von 0,5 bis 2 mg/L ausreichend, um für die Mikroorganismen aerobe Bedingungen zu garantieren (Bever et al., 2002).

2.5.1.1 Sauerstoffverbrauch infolge Kohlenstoffelimination

Der Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen einer Belebungsanlage zum Abbau von Kohlenstoffverbindungen $OV_{d,C}$ ist abhängig von der Substratatmung ($d \cdot \eta \cdot B_R$) und der endogenen Atmung ($e \cdot TS_{BB}$). Die endogene Atmung beschreibt das Veratmen zellinterner Stoffe der Mikroorganismen zur Energieumsetzung bei ungenügendem Nährstoffangebot. Allgemein ausgedrückt berechnet sich die Kohlenstoffatmung $OV_{d,C}$ nach folgender Gleichung (nach ATV, 1997):

Gleichung 7:
$$OV_{d,C} = d \cdot \eta \cdot B_R + e \cdot TS_{BB} \quad (\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{d}))$$

Der Beiwert d beschreibt den Anteil der organischen Schmutzstoffe, der direkt oxidiert und zur Energieversorgung beim Zellaufbau verwendet wird. Der Beiwert e entspricht dem Absolutwert der endogenen Atmung in kg Sauerstoff pro kg Schlamm Trockensubstanz und Tag. Die endogene Atmung steht in direkter Abhängigkeit zur Schlamm Trockensubstanz des belebten Schlammes. Die empirisch ermittelten Beiwerte d und e werden mit $d = 0,56$ und $e = 0,2$ angegeben (Hartwig, 1993; ATV, 1997).

Je geringer die Schlammbelastung wird, desto größer ist der Anteil der endogenen Atmung am gesamten Sauerstoffverbrauch. Die im belebten Schlamm vorhandene aktive Biomasse bestimmt die Größe der endogenen Atmung. Der aktive Anteil des belebten Schlammes ($x \cdot TS_{BB}$) ist abhängig von der Schlammbelastung B_{TS} , vom Verhältnis der ungelösten Stoffe zum BSB_5 des Zulaufs und einem Temperaturkorrekturfaktor. Nach v. d. Emde (1979) beträgt die spezifische endogene Atmung der aktiven Biomasse für eine mittlere Temperatur von 15°C 0,24 kg O₂/(kg $BSB_5 \cdot \text{d}$). Wird der aktive Anteil berücksichtigt, ergibt sich nach ATV (1997):

Gleichung 8:
$$OV_{d,C} = d \cdot \eta \cdot B_R + e \cdot x \cdot TS_{BB} \cdot f_T \quad (\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{d}))$$

Unter dem biologisch aktiven Anteil des belebten Schlamms $x \cdot TS_{BB}$ ist die bei der biologischen Reinigung gebildete Biomasse zu verstehen. Bei einer mittleren Abwassertemperatur von 15°C wird angenommen, dass die aktive Biomasse täglich um 8 % durch Autolyse (Selbstverzehrung des belebten Schlamms durch Zellabbau) vermindert wird.

Der Temperatureinfluss wird durch den Temperaturfaktor f_T erfasst. Dieser berücksichtigt einen etwa doppelt so schnellen Ablauf der biologischen Vorgänge bei einer Temperaturerhöhung um 10°C und berechnet sich über die folgende Gleichung (ATV, 1997):

Gleichung 9:
$$f_T = 1,072^{(T-15)} \quad (-)$$

Bei einer Abwassertemperatur von 15°C nimmt der Temperaturfaktor den Wert $f_T = 1$ an, bei 5°C beträgt $f_T = 0,5$ und bei 25°C berechnet sich $f_T = 2,0$.

Der Parameter x beschreibt das Verhältnis der täglich produzierten Masse an Bakterien zur täglich produzierten Masse an Schlamm und wird über folgende Gleichung ausgedrückt (nach ATV, 1997):

Gleichung 10:
$$x = \frac{Y_H \cdot t_{TS} \cdot \eta \cdot B_{TS}}{1 + k_{D,H} \cdot t_{TS} \cdot f_T} \quad (-)$$

Y_H : Ausbeutekoeffizienten; $k_{D,H}$: Autolysekoeffizient

Wird in Gleichung 8 für den Parameter x Gleichung 10 eingesetzt und umgeformt, erhält man nachstehende Gleichung 11 (nach ATV, 1997):

Gleichung 11:
$$\frac{OV_{d,C}}{B_R} = \eta \cdot d + \frac{e \cdot Y_H \cdot t_{TS} \cdot f_T}{1 + k_{D,H} \cdot t_{TS} \cdot f_T} \quad (\text{kg/kg})$$

Aus Gleichung 11 lässt sich mit $\eta = 1$ die von der DWA empfohlene nachstehende Gleichung 12 zur Berechnung des Sauerstoffverbrauchs infolge Kohlenstoffelimination ableiten (nach ATV-A 131, 2000):

Gleichung 12:
$$OV_{d,C} = B_{d,BSB} \cdot \left(0,56 + \frac{0,15 \cdot t_{TS} \cdot f_T}{1 + 0,17 \cdot t_{TS} \cdot f_T} \right) \quad (\text{kg O}_2/\text{d})$$

Gleichung 12 kann zur Verdeutlichung entsprechend nachfolgenden Zusammenhängen aufgeteilt werden in die Substratatmung und die endogene Atmung (vgl. Jardin, 2001; DWA-M 229-1, 2012):

Gleichung 13:
$$OV_{d,C, \text{Substratatmung}} = B_{d,BSB} \cdot 0,56 \quad (\text{kg O}_2/\text{d})$$

$$\text{Gleichung 14: } OV_{d,C, \text{endogene Atmung}} = B_{d,BSB} \cdot \left(\frac{0,15 \cdot t_{TS} \cdot F_T}{1 + 0,17 \cdot t_{TS} \cdot F_T} \right) (\text{kg O}_2/\text{d})$$

Gleichung 12 und Gleichung 14 beinhalten das Produkt 0,15 aus dem Ausbeutekoeffizienten ($Y_H = 0,75 \text{ kg xTS/kg BSB}_5\text{-Abbau}$) und der endogenen Atmungsrate ($e = 0,2 \text{ kg O}_2/(\text{kg xTS} \cdot \text{d})$). Der Autolysekoeffizient $k_{D,H}$ wird mit $0,17 \text{ kg TS}/(\text{kg xTS} \cdot \text{d})$ angegeben. Diese Koeffizienten gelten für ein Verhältnis von $C_{CSB,ZB}/C_{BSB,ZB} \leq 2,2$ (ATV-A 131, 2000).

Kayser (2002) unterscheidet den abbaubaren CSB in den abbaubaren gelösten und den abbaubaren ungelösten, sprich partikulären CSB. Der gelöste abbaubare CSB wird im Belebungsbecken spontan veratmet, während die Feststoffe zunächst am Belebtschlamm an- bzw. eingelagert werden und meist erst mit Abklingen der Fracht der gelösten Stoffe endogen veratmet werden. Neben der Veratmung eingelagerter organischer Stoffe zählt Jardin (2001) die Autolyse von Bakterien sowie das „gefressen werden“ durch höhere Organismen zur endogenen Atmung. Schlammalter und Wassertemperatur bestimmen vorrangig den endogenen Sauerstoffverbrauch: Je höher das Schlammalter bzw. die Temperatur im Belebungsbecken ist, desto größer ist der endogene Sauerstoffverbrauch (Jardin, 2001).

2.5.1.2 Sauerstoffverbrauch infolge Stickstoffelimination

Neben dem Sauerstoffverbrauch für den Kohlenstoffabbau ist der Sauerstoffverbrauch für die Stickstoffelimination von wesentlicher Bedeutung. Für die Nitrifikation ergibt sich rein stöchiometrisch ein Sauerstoffbedarf von $4,6 \text{ kg O}_2$ pro kg zu Nitrat umgesetztes Ammonium. Da auch für den Zellaufbau der Nitrifikanten Ammonium verbraucht wird, ist der tatsächliche Sauerstoffverbrauch nach ATV (1997) etwas geringer. Nach dem ATV-Arbeitsblatt A 131 (2000) wird der Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation mit $4,3 \text{ kg O}_2$ pro kg oxidiertem Stickstoff angenommen:

$$\text{Gleichung 15: } OV_{d,N} = Q_d \cdot 4,3 \cdot \frac{S_{NO_3,D} - S_{NO_3,ZB} - S_{NO_3,AN}}{1000} (\text{kg O}_2/\text{d})$$

Bei der Denitrifikation wird ein Teil des für den Kohlenstoffabbau erforderlichen Sauerstoffs durch das Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}_D$) gedeckt. Stöchiometrisch werden $2,9 \text{ kg O}_2$ je $\text{kg NO}_3\text{-N}_D$ eingespart (ATV, 1997). Die Sauerstoffeinsparung, d.h. der „negative Sauerstoffbedarf“, berechnet sich über die folgende Gleichung 16 nach dem ATV-Arbeitsblatt 131 (2000):

$$\text{Gleichung 16: } OV_{d,D} = Q_d \cdot 2,9 \cdot \frac{S_{NO_3,D}}{1000} (\text{kg O}_2/\text{d})$$

2.5.1.3 Gesamter Sauerstoffverbrauch

Mit den dargestellten täglichen Sauerstoffverbrauchswerten für den Kohlenstoffabbau, die Nitrifikation und die Denitrifikation berechnet sich der mittlere tägliche Sauerstoffverbrauch über nachstehende Gleichung 17 (Jardin, 2001):

$$\text{Gleichung 17: } OV_d = OV_{d,C} - OV_{d,D} + OV_{d,N} \quad (\text{kg O}_2/\text{d})$$

Den maximalen stündlichen Sauerstoffverbrauch für die Tagesspitze erhält man über nachstehende Gleichung 18 (nach ATV-A 131, 2000):

$$\text{Gleichung 18: } OV_{h,max} = \frac{f_C \cdot (OV_{d,C,max} - OV_{d,D,max}) + f_N \cdot OV_{d,N,max}}{24} \quad (\text{kg O}_2/\text{h})$$

Der Stoßfaktor f_C beschreibt das Verhältnis des Sauerstoffverbrauches in der Spitzenstunde zum durchschnittlichen Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffelimination. Der Stoßfaktor f_N entspricht dem Verhältnis der TKN-Fracht in der 2-h-Spitze zur 24-h-Durchschnittsfracht. Da die Sauerstoffverbrauchsspitze für die Nitrifikation in der Regel vor der Sauerstoffverbrauchsspitze für die Kohlenstoffelimination auftritt, sind zwei Rechengänge durchzuführen: zum einen mit $f_C = 1$ und dem ermittelten (bzw. angenommenen) f_N -Wert und zum anderen mit $f_N = 1$ und dem ermittelten (bzw. angenommenen) f_C -Wert. Der höhere Wert für OV_h der beiden Rechengänge ist maßgebend (ATV-A 131, 2000).

Der Sauerstoffverbrauch infolge Kohlenstoffelimination wird durch das Schlammalter und die Wassertemperatur bestimmt, der Sauerstoffverbrauch infolge Nitrifikation und Denitrifikation wird rein stöchiometrisch berechnet. Der gesamte Sauerstoffverbrauch hängt stark von den Stoßfaktoren f_C und f_N zur Abdeckung der Spitzenzeiten ab. Die Stoßfaktoren wiederum ergeben sich in Abhängigkeit des aeroben Schlammalters und den jeweiligen gesetzlichen Reinigungsanforderungen. Wird landesspezifisch nicht die 2h-Mischprobe sondern die 24h-Mischprobe gefordert oder sind Speicher-, Misch- und Ausgleichsbecken vorhanden, können die Stoßfaktoren entsprechen angepasst und die Sauerstoffzufuhr um 50 bis 80 % geringer berechnet werden. Allerdings werden dann auch Spitzenlasten und Schwankungen eventuell nicht abgefangen (Wagner und Güntel, 2010).

In SBR-Anlagen ist zu Beginn der ersten Belüftungsphase eines Zyklus ein besonders hoher Sauerstoffbedarf zu erwarten. Dieser Spitzenbedarf wird durch die Stoßfaktoren entsprechend dem ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) berücksichtigt (DWA-M 210, 2009). Zudem bezieht sich der stündliche Sauerstoffverbrauch bei SBR-Anlagen nicht auf 24 h pro Tag sondern auf die tägliche zyklusbedingte Reaktionszeit ($m_Z \cdot t_R$). Dies wird im DWA-Merkblatt 210 (2009) für die Berechnung des maximal stündlichen Sauerstoffverbrauchs wie folgt berücksichtigt:

Gleichung 19:
$$OV_{h,max} = \frac{f_C \cdot (OV_{d,C,max} - OV_{d,D,max}) + f_N \cdot OV_{d,N,max}}{m_Z \cdot t_R} \quad (\text{kg O}_2/\text{h})$$

m_Z : Anzahl der Zyklen pro Tag; t_R : Dauer der Reaktionsphase beim SBR-Verfahren

Allgemein können für die Bemessung von Belebungsanlagen folgende Lastfälle nach ATV-Arbeitsblatt 198 (2003) entsprechend den maßgebenden Frachten unterschieden werden:

- Fracht bei Bemessungstemperatur
- Fracht bei tiefster Temperatur
- Fracht bei höchster Temperatur
- Sonderlastfälle

Bei den Sonderlastfällen handelt es sich z.B. um den Anschluss von saisonal arbeitenden Betrieben, bei denen die maximale organische und/oder Stickstoffbelastung nicht mit einem der drei obigen Lastfälle zusammenfällt.

Die Lastfälle nach ATV-A 198 (2003) beziehen sich immer auf die maximale Fracht bei der jeweiligen Wassertemperatur. Die Lastfälle bei Bemessungstemperatur und bei tiefster Temperatur dienen der Bemessung der Belebungsanlage und dem Erhalt der Nitrifikation. Der Lastfall bei höchster Temperatur wird der Auslegung der Belüftung zugrunde gelegt. Nach Kayser (2001) kann der Sauerstoffverbrauch tagsüber im Vergleich zu nachts oder saisonal bedingt allerdings im Verhältnis 7:1 schwanken.

Um die Spanne der maßgebenden Sauerstoffverbräuche zu ermitteln, sind ergänzend zum ATV-A 198 (2003) neben dem maximalen auch der mittlere und vor allem der minimale Sauerstoffbedarf nach DWA-M 229-1 (2012) zu betrachten.

Lastfall 1, Durchschnittlicher Sauerstoffbedarf im Ist-Zustand ($OV_{h,mittel}$)

Dieser Lastfall beschreibt den Sauerstoffbedarf im Jahresmittel unter Verwendung der zu erwartenden mittleren Schmutzfrachten und der mittleren Jahrestemperatur. Er dient der Ermittlung des Jahresenergiebedarfs und der Jahreskosten der Belüftung sowie des Sauerstoffbedarfs für den Ist-Zustand direkt nach Inbetriebnahme (DWA-M 229-1, 2012).

Lastfall 2, Maximaler Sauerstoffbedarf im Ist-Zustand ($OV_{h,max}$)

Dieser Lastfall dient der Dimensionierung der Belüftungseinrichtung und ergibt sich meist als Sauerstoffbedarf in Phasen der höchsten Abwassertemperatur bzw. als Sonderlastfall bei saisonalen Schwankungen entsprechend den o.g. Lastfällen nach ATV-A 198 (2003).

Lastfall 3, Minimaler Sauerstoffbedarf im Ist-Zustand ($OV_{h,min}$)

Ebenso wie Lastfall 2 dient dieser Lastfall der Dimensionierung der Belüftungs- und Durchmischungseinrichtung und ist entscheidend für die notwendige Abstufung der Druckluftheizer sowie der Mindestbeaufschlagung der Belüfterelemente. Der minimale Sauerstoffbedarf ergibt sich für Anlagen ohne signifikanten Frachtanteil in den belastungsschwachen Jahreszeiten in den Nachtstunden über den Ansatz der endogenen Atmung (vgl. Gleichung 14). Bei Anlagen mit einem signifikanten Frachtanteil in den Nachtstunden, beispielsweise durch Industrieabwasser, ist die endogene Atmung durch die dann entsprechend vorliegende Substratatmung zu ergänzen (DWA-M 229-1, 2012). Wird der minimale Sauerstoffverbrauch nicht berücksichtigt, kann dies zu einem höheren Sauerstoffeintrag in die belüftete Zone und somit zu einer Beeinträchtigung der Denitrifikation führen (DWA-M 229-1, 2012).

Lastfall 4, Sauerstoffbedarfswerte für den Prognose- und Revisionszustand

Die Lastfälle 1 bis 3 sind für den Prognosezustand aber auch für Revisionszustände zu ermitteln. Dies dient der Sicherstellung einer ausreichenden verfahrenstechnischen Flexibilität (DWA-M 229-1, 2012).

Maßgebend für die Dimensionierung der Belüftungseinrichtung sind die Lastfälle 2 und 3, der maximale und der minimale Sauerstoffverbrauch. In Anlagen mit einem Jahresgang der Zulauffrachten sind die Lastfälle nach ATV-A 198 (2003) und nach DWA-M 229-1 (2012) zu kombinieren und für jede maßgebende Temperatur der minimale und der maximale Sauerstoffverbrauch zu ermitteln.

In Anlagen ohne Jahresgang der Zulauffrachten, treten der höchste Sauerstoffverbrauch im Sommer und der niedrigste im Winter, entsprechend der Wassertemperaturen im Belebungsbecken auf (Kayser, 2002). Hier kann es ausreichen, den maximalen Sauerstoffverbrauch bei höchster Temperatur in den Sommermonaten und den minimalen Sauerstoffverbrauch bei niedrigster Temperatur in den Wintermonaten zu ermitteln.

2.5.2 Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Nach der Berechnung des Sauerstoffverbrauchs folgt die Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr erf.SOTR. Dafür werden im Folgenden zwei Ansätze vorgestellt, ein Ansatz nach dem ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) und ein Ansatz nach dem DWA-Merkblatt 229-1 (2012).

Für durchgehend belüftete Anlagen ergibt sich die erforderliche Sauerstoffzufuhr (erf.SOTR) nach dem ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) entsprechend nachstehender Gleichung:

$$\text{Gleichung 20: } erf.SOTR = OV_h \cdot \frac{C_{S,T}}{(C_{S,T} - C_X) \cdot \alpha} \quad (\text{kg/h})$$

Der Berechnungsansatz nach dem DWA-Merkblatt 229-1 (2012) (vgl. Pöpel und Wagner, 1997) berücksichtigt zusätzlich zu dem Ansatz nach ATV-A 131 (2000) die Wassertemperatur und die Einblastiefe³.

$$\text{Gleichung 21: } erf.SOTR = OV_h \cdot \frac{f_d \cdot C_{S,20}}{(f_d \cdot C_{S,T} - C_X) \cdot \theta^{(T-20)} \cdot \alpha} \quad (\text{kg/h})$$

In Gleichung 21 bezieht sich die erforderliche Sauerstoffzufuhr erf.SOTR auf eine Referenzwassertemperatur von 20°C, einen Druck von 1013 hPa und auf Reinwasserbedingungen. In Gleichung 21 wird die Einblastiefe h_D und somit der Einfluss des Wasserdrucks auf den Stoffübergang über den Tiefenfaktor f_d berücksichtigt; dieser berechnet sich über nachstehende Gleichung 22 (nach Pöpel und Wagner, 1997):

$$\text{Gleichung 22: } f_d = 1 + \frac{h_D}{20,7} \quad (-)$$

Die Sauerstoffkonzentrationen in Gleichung 21 bedeuten: $C_{S,20}$: Sauerstoffsättigungskonzentration bei 20°C; $C_{S,T}$: Sauerstoffsättigungskonzentration bei T; C_X : Sauerstoffkonzentration im Betrieb. Der Temperaturkorrekturkoeffizient wird mit $\theta = 1,024$ angesetzt (DWA-M 209, 2007).

Die Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken muss für Anlagen mit Nitrifikation mindestens 1,5 bis 2 mg/L betragen, bei Anlagen mit reinem Kohlenstoffabbau sind 0,5 bis 1 mg/L ausreichend (Schleypen 1998). Wesentlich höhere Sauerstoffgehalte verbessern die Reinigungsleistung nicht maßgebend. Aus wirtschaftlichen Gründen wird ein möglichst geringer Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken angestrebt (Bever et al., 2002). Nach dem DWA-Merkblatt M 229-1 (2012) wird es als zweckmäßig angesehen, bei nur kurzzeitigen Belastungen den erforderlichen Sauerstoffgehalt im Becken in der Bemessung von den normalerweise 2 mg/L auf bis zu 0,8 mg/L zu reduzieren. Dies ist allerdings auch von den jeweiligen Lastfällen abhängig.

Beim Ansatz nach DWA-Merkblatt 229-1 (2012) ergibt sich im Vergleich zur Bemessung nach dem DWA-Arbeitsblatt 131 (2000) durch die Berücksichtigung der Wasser-

³ Das DWA-Merkblatt 229-1 (2012) bietet bei der Bemessung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr des Weiteren die Möglichkeit bei erhöhtem Salzgehalt im Abwasser diesen Einfluss auf die Sauerstoffsättigungskonzentrationen zu berücksichtigen.

temperatur ein Einsparungspotenzial bei 30°C von rund 10 % und bei 25°C von rund 5 %. Bei Wassertemperaturen unter 25°C tritt zwischen den Berechnungsansätzen kein Unterschied auf (Wagner und Güntel, 2010). Des Weiteren ist es bei tiefen Becken sinnvoll, den Einfluss der Wassertiefe zu berücksichtigen. So ergibt sich nach Jardin (2001) schon bei durchschnittlichen Wassertiefen von 5-6 m eine um etwa 6 % niedrigere erforderliche Sauerstoffzufuhr.

Das DWA-Merkblatt 229-1 (2012) empfiehlt ab einer geodätischen Höhe von 600 m ü. NN zusätzlich den Einfluss der Höhenlage auf die Sauerstoffsättigungskonzentration zu berücksichtigen:

$$\text{Gleichung 23: } erf.SOTR = OV_h \cdot \frac{f_d \cdot C_{S,20}}{(f_d \cdot C_{S,T} \cdot \frac{p_{atm}}{1013} - C_X) \cdot \theta^{(T-20)} \cdot \alpha} \quad (\text{kg/h})$$

Nach ATV-A 131 (2000) und DWA-M 229-1 (2012) sind bei intermittierender Belüftung die belüftungsfreien Zeiten über einen Erhöhungsfaktor f_{int} entsprechend Gleichung 24 und Gleichung 25 zu berücksichtigen⁴:

$$\text{Gleichung 24: } erf.SOTR = OV_h \cdot \frac{f_d \cdot C_{S,20}}{(f_d \cdot C_{S,T} - C_X) \cdot \theta^{(T-20)} \cdot \alpha} \cdot f_{int} \quad (\text{kg/h})$$

$$\text{Gleichung 25: } f_{int} = \frac{1}{1 - V_D/V_{BB}} \quad (-)$$

Der Erhöhungsfaktor für den intermittierenden Betrieb wird im DWA-Merkblatt 210 (2009) für SBR-Anlagen auf den Sauerstoffverbrauch angewendet. Zum Vergleich mit kontinuierlich durchflossenen Anlagen wird dieser Faktor hier auf die erforderliche Sauerstoffzufuhr bezogen.

Die erforderliche Sauerstoffzufuhr ist jeweils getrennt für alle Sauerstoffbedarfslastfälle (vergleiche Kapitel 2.5.1) zu berechnen (DWA-M 229-1, 2012). Nachdem die erforderliche Sauerstoffzufuhr feststeht, kann der erforderliche Luftvolumenstrom ermittelt werden.

Der erforderliche Luftvolumenstrom berechnet sich über die spezifische Sauerstoffzufuhr SSOTR ($\text{g O}_2/(\text{m}_N^3 \cdot \text{m})$) oder die spezifische Sauerstoffausnutzung SSOTE (\%/m)⁵. Dabei wird die Dichte des Sauerstoffs der Luft mit $300 \text{ g O}_2/\text{m}_N^3$ angesetzt. Berechnet werden kann der erforderliche Luftvolumenstrom aus nachstehender Gleichung 26 (nach DWA-M 229-1, 2012):

⁴ In dem DWA-Bemessungsprogramm Belebungs-Expert zur Bemessung und Nachrechnung von einstufigen Belebungsanlagen nach dem ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) wird der Erhöhungsfaktor für intermittierende Anlagen bereits auf die Bemessung des Sauerstoffverbrauchs angewendet.

⁵ Die spezifische Sauerstoffausnutzung SSOTE und die spezifische Sauerstoffzufuhr SSOTR werden in Kapitel 2.6.1 näher beschrieben.

Gleichung 26:
$$erf. Q_{L,N} = \frac{1.000 \cdot erf.SOTR}{3 \cdot SSOTE \cdot h_D} = \frac{1.000 \cdot erf.SOTR}{SSOTR \cdot h_D} \quad (m^3/d)$$

Zur Anpassung der Sauerstoffzufuhr an die Erfordernisse im Betrieb für den maximalen und den minimalen Lastfall ist bezüglich des gesamten Belüftungssystems, von den Druckluftherzeugern bis zu den Belüfterelementen, ein großer Regelbereich erforderlich. Wagner (2003) gibt hier ein Verhältnis von 1:10 an.

Dies gilt auch für SBR-Anlagen in denen der hohe Sauerstoffbedarf direkt nach der Füllung im weiteren Verlauf eines Zyklus abnimmt, bis sich die Atmung der Mikroorganismen auf das Niveau der endogenen Atmung einstellt. Dementsprechend sollte die Sauerstoffzufuhr nach DWA-M 210 (2009) in einem Bereich von 1:5 bis 1:10 abgemindert werden können.

Ausgehend von dem erforderlichen Luftvolumenstrom werden die Gebläse zur Druckluftherzeugung dimensioniert sowie die Anzahl der Belüftungselemente ermittelt. Weitere Angaben zur Dimensionierung der Gebläse sind dem DWA-Merkblatt 229-1 (2012) zu entnehmen. Die Anzahl der Belüftungselemente (n_{Bel}) berechnet sich aus der Luftaustrittsgeschwindigkeit und der Abgasungsfläche der Elemente nach Wagner (2003) über Gleichung 27:

Gleichung 27:
$$n_{Bel} = \frac{erf. Q_{L,N}}{v_L \cdot a_{Bel}} \quad (-)$$

Für die Luftaustrittsgeschwindigkeit und die abgasende Fläche können folgende Werte angesetzt werden (Wagner, 2003):

Luftaustrittsgeschwindigkeit: $v_L = 20 - 60 \text{ m/h } (m_N^3/(h \cdot m^2_{\text{Belüfterfläche}}))$

Abgasungsfläche: $a_{Bel} = 0,05 - 0,30 \text{ m}^2 \text{ je Element}$

Die Werte für die Luftaustrittsgeschwindigkeit und die abgasende Fläche variieren herstellersistenspezifisch sehr stark, was auch den hier angegebenen großen Wertebereich begründet. Das DWA-Merkblatt 229-1 (2012) gibt typische Luftbeaufschlagungen von Belüfterelementen an, wobei auch diese je nach Hersteller abweichen können. Auf die Auslegung der Belüfterelemente wird in dieser Arbeit nicht vertieft eingegangen, da allgemeingültige Empfehlungen aufgrund der herstellersistenspezifischen Abhängigkeiten nicht abzuleiten sind.

Bei der Berechnung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr besitzen der Sauerstoffverbrauch sowie der α -Wert einen großen Einfluss auf das Ergebnis. Dabei beinhaltet der α -Wert eine größere Unsicherheit, da eine präzise Annahme aufgrund vieler Einflussfaktoren kaum möglich scheint. Nachfolgendes Kapitel beschreibt die Abhängigkeiten der Sauerstoffzufuhr und des α -Wertes.

2.6 Abhängigkeiten der Sauerstoffzufuhr und des α -Wertes

Der Begriff „Sauerstoffzufuhr“ wird in der Abwassertechnik zum einen für den in Kapitel 2.5.2 beschriebenen Bemessungswert „erforderliche Sauerstoffzufuhr erf.SOTR“ verwendet. Dieser Parameter dient der Bemessung des erforderlichen Luftvolumenstroms und der Auslegung des Belüftungssystems. In diesem Kapitel 2.6 geht es um den Messwert „Sauerstoffzufuhr SOTR“.

Die Sauerstoffzufuhr kann sowohl unter Standardbedingungen in Reinwasser als auch unter Betriebsbedingungen in Belebtschlamm bestimmt werden. Die Sauerstoffzufuhr unter Standardbedingungen in Reinwasser ermöglicht den Vergleich verschiedener Belüftungselemente oder -systeme ohne weitere Einflüsse durch das Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch. Die Sauerstoffzufuhr unter Betriebsbedingungen in Belebtschlamm gibt die durch ein Belüftungssystem tatsächlich im Betrieb erreichbaren Werte an. Im Vergleich zu Reinwasserbedingungen verringert sich die Sauerstoffzufuhr in einem Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch. Diese Änderung wird durch den α -Wert beschrieben.

Bevor in Kapitel 2.6.2 der α -Wert und dessen Abhängigkeiten diskutiert werden, beschreibt Kapitel 2.6.1 die Sauerstoffzufuhr als Messwert.

2.6.1 Sauerstoffzufuhr feinblasiger Druckbelüftungssysteme

Nach DIN EN 1255-15 (2004) und dem DWA-Merkblatt 209 (2007) ist die Standard-Sauerstoffzufuhr SOTR (Standard Oxygen Transfer Rate, kg/h) definiert als die Masse an Sauerstoff, die von einer Belüftungseinrichtung in einer Stunde unter Standardbedingungen in einem mit Reinwasser gefüllten Becken einer bestimmten Größe (V_{BB}) gelöst wird. Zu den Standardbedingungen zählen ein Sauerstoffgehalt von $C = 0$ mg/L, eine Wassertemperatur von $T_W = 20^\circ\text{C}$ und ein atmosphärischer Normaldruck von 1013 hPa. Die Standard-Sauerstoffzufuhr wird über folgende Gleichung 28 berechnet (DWA-M 209, 2007):

$$\text{Gleichung 28: } SOTR = \frac{V_{BB} \cdot k_L a_{20} \cdot C_{S,20}}{1000} \quad (\text{kg/h})$$

Die für diese Berechnung notwendigen Parameter, der Belüftungskoeffizient $k_L a_{20}$ und die Sauerstoffsättigungskonzentration $C_{S,20}$ werden durch Sauerstoffzufuhrmessungen ermittelt. Die Messungen der Sauerstoffzufuhr können beispielsweise mit der Desorptionmethode nach dem DWA-Merkblatt 209 (2007) mit und ohne Durchfluss durchgeführt werden. Dabei wird die Sauerstoffzufuhr aus der Abnahme des zuvor künstlich erhöhten Sauerstoffgehalts bestimmt. Die künstliche Erhöhung des Sauerstoffgehalts kann durch Begasen mit Reinsauerstoff durchgeführt werden. Die Änderung des

Sauerstoffgehalts wird über die Zeit aufgezeichnet. Bei konstanter Belüftung und konstanter Temperatur stellt sich zum Ende der Messung der Versuchssauerstoffsättigungswert $C_{S,p^*,T}$ ein. Dieser ist erreicht, wenn sich der Sauerstoffgehalt im Wasser nicht mehr ändert. Die Bestimmung des Versuchssauerstoffsättigungswertes ist nur in Reinwasser und i.d.R. nur mit kalibrierten Sonden möglich. Zur Umrechnung des bei einer Temperatur T gemessenen Sättigungswertes auf Standardverhältnisse ($T = 20^\circ\text{C}$ und $p = 1013 \text{ hPa}$) werden entsprechend Gleichung 29 die Standard-Sauerstoffsättigungswerte nach DIN EN 1255-15 (2004) und der aktuelle atmosphärische Druck verwendet (DWA-M 209, 2007):

$$\text{Gleichung 29: } C_{S,20} = C_{S,p^*,T} \cdot \frac{C_{S,st,20}}{C_{S,st,T}} \cdot \frac{1013}{p^*} \quad (\text{mg/L})$$

Nach DIN EN 1255-15 (2004) ist es zur Berechnung von SOTR zulässig, den Sättigungswert für die halbe Einblastiefe nach Gleichung 30 zu berechnen und als $C_{S,20}$ -Wert in Gleichung 28 einzusetzen (DWA-M 209, 2007):

$$\text{Gleichung 30: } C_{S,20} = C_{S,md,20} = C_{S,st,20} \cdot \left(1 + \frac{h_d}{2 \cdot 10,35}\right) \quad (\text{mg/L})$$

Der Belüftungskoeffizient $k_L a_T$ wird bei Sauerstoffzufuhrmessungen aus der jeweiligen Eintragskurve über die nichtlineare Regressionsmethode bei der Wassertemperatur T ermittelt und zur Berechnung der Sauerstoffzufuhr über die folgende Gleichung 31 auf die Standardtemperatur von 20°C normiert (DWA M 209; 2007):

$$\text{Gleichung 31: } k_L a_{20} = k_L a_T \cdot 1,024^{(20-T)} \quad (1/\text{h})$$

Aufgrund der Temperaturabhängigkeit des Belüftungskoeffizienten sollten Sauerstoffzufuhrmessungen in einem Wassertemperaturbereich von 8 bis 25°C durchgeführt werden. In diesem Bereich kann bei der Umrechnung des Belüftungskoeffizienten $k_L a_T$ auf den Standardwert $k_L a_{20}$ der in allen national und international maßgebenden Messanleitungen aufgeführte Temperaturkorrekturfaktor $\theta = 1,024$ angewendet werden. Bei niedrigen ($< 5^\circ\text{C}$) und hohen Wassertemperaturen ($> 30^\circ\text{C}$) ist die Umrechnung des $k_L a_T$ -Wertes auf den $k_L a_{20}$ -Wert fehlerbehaftet (Stenstrom und Gilbert, 1981; Wagner und Güntel, 2010).

Die Standard-Sauerstoffzufuhr, berechnet nach Gleichung 28 in kg/h , ist als Absolutwert nicht oder nur unter exakt gleichen Versuchsbedingungen (Beckengeometrie, Wasservolumen, Einblastiefe, Luftvolumenstrom usw.) mit anderen Sauerstoffzufuhrmessungen vergleichbar. Zur Leistungsbeschreibung und zum Vergleich von Belüftungselementen oder -systemen werden die folgenden spezifischen Kennwerte, die volumenbezogene Standard-Sauerstoffzufuhr (SOTR_R), die spezifische Standard-

Sauerstoffzufuhr (SSOTR) und die spezifische Standard-Sauerstoffausnutzung (SSOTE) herangezogen (DWA M 209; 2007):

$$\text{Gleichung 32: } SOTR_R = \frac{SOTR \cdot 1.000}{V_{BB}} \quad (\text{g}/(\text{m}^3_{VBB} \cdot \text{h}))$$

$$\text{Gleichung 33: } SSOTR = \frac{SOTR \cdot 1.000}{h_D \cdot Q_{L,N}} \quad (\text{g}/(\text{m}^3_N \cdot \text{m}))$$

$$\text{Gleichung 34: } SSOTE = \frac{1.000 \cdot SOTR}{h_D \cdot (Q_{L,N} \cdot 3)} \quad (\%/m)$$

In Gleichung 33 und Gleichung 34 stehen $Q_{L,N}$ für den Luftvolumenstrom in (m^3_N/h) bei angesaugter trockener Luft bei 0°C und 1013 hPa, h_D für die Einblastiefe und der Faktor 3 für die zugehörige Dichte des Sauerstoffs der Luft in kg/m^3 .

Beim Vergleich von Belüftungselementen oder -systemen mittels dieser spezifischen Sauerstoffzufuhrwerte sollten allerdings auch die jeweiligen Randbedingungen (Luftbeaufschlagung, Belegungsdichte, Einblastiefe, Abgasverhalten usw.) beachtet werden.

Tabelle 2 zeigt günstige und mittlere Werte der spezifischen Sauerstoffausnutzung aus der Richtwerttabelle (DWA-Merkblatt 229-1, 2012). Die ursprüngliche Richtwerttabelle beruht auf der Grundlage von über 80 Sauerstoffzufuhrmessungen in 30 Abwasserbehandlungsanlagen und wurde u.a. für Druckbelüftungssysteme unterschiedlicher Ausführungsformen aufgestellt (Pöpel und Wagner, 1998). Die Messwerte bei einer typischen Luftbeaufschlagung werden dabei als „günstig“ bezeichnet. Die Bezeichnung „mittel“ beschreibt 75 % der Werte unter „günstigen“ Bedingungen (DWA-M 229-1, 2012). Die Werte gelten bis zu einer Einblastiefe von 6 m.

Die Werte können durch Messungen der Sauerstoffzufuhr im Einzelfall sowohl über als auch unterschritten werden. Die hier angegebenen Richtwerte gelten für Reinwasser.

Tabelle 2: Richtwerte für die spezifische Standard-Sauerstoffausnutzung von Druckluftbelüftungssystemen (nach DWA-M 229-1, 2012)

System	SSOTE (%/m)	
	günstig	mittel
flächendeckende Anordnung von Belüftungselementen	8,0 - 8,7	6,0 - 7,0
Trennung von Umwälzung und Belüftung	6,7 - 8,0	5,0 - 7,0

Unter Betriebsbedingungen in Belebtschlamm wird die Standard-Sauerstoffzufuhr über folgende Gleichung 35 beschrieben. Bis auf das Reinwasser gelten die oben genannten Standardbedingungen.

$$\text{Gleichung 35: } \alpha SOTR = \frac{V_{BB} \cdot \alpha k_L a_{20} \cdot \beta \cdot C_{S,20}}{1000} \quad (\text{kg/h})$$

Die Abhängigkeit der Sauerstoffsättigung von den Abwasserinhaltsstoffen in einem Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch im Vergleich zu Reinwasser wird über den Salzfaktor β berücksichtigt. Der β -Wert beschreibt das Verhältnis des Sauerstoffsättigungswertes in Abwasser zu dem Sättigungswert in Reinwasser (DWA M 209; 2007):

$$\text{Gleichung 36: } \beta = \frac{C_{S,20,Abwasser}}{C_{S,20,Reinwasser}} \quad (-)$$

Der Sauerstoffsättigungswert wird v. a. durch Salze verringert. In kommunalem Abwasser kann $\beta = 1$ angesetzt werden (DWA-M 209, 2007).

Der Belüftungskoeffizient $\alpha k_L a_T$ wird in Belebtschlamm analog dem Reinwasserwert durch Sauerstoffzufuhrmessungen ermittelt und über folgende Gleichung 37 auf 20°C normiert.

$$\text{Gleichung 37: } \alpha k_L a_{20} = \alpha k_L a_T \cdot 1,024^{(20-T)} \quad (1/h)$$

Der $\alpha k_L a_{20}$ -Wert (gemessen in Belebtschlamm) ist bei sonst gleichen Bedingungen kleiner als der $k_L a_{20}$ -Wert (gemessen in Reinwasser). Dieser Unterschied wird über den α -Wert beschrieben.

2.6.2 α -Wert feinblasiger Druckbelüftungssysteme

Der α -Wert beschreibt den Unterschied der Sauerstoffzufuhr unter Betriebsbedingungen in Belebtschlamm im Vergleich zu Standardbedingungen in Reinwasser und wird über die jeweiligen Belüftungskoeffizienten berechnet (DWA-M 209, 2007):

$$\text{Gleichung 38: } \alpha = \frac{\alpha k_L a_{20}}{k_L a_{20}} \quad \left(= \frac{\alpha k_L a_{20} \text{ (gemessen in Belebtschlamm)}}{k_L a_{20} \text{ (gemessen in Reinwasser)}} \right) \quad (-)$$

Beide $k_L a_{20}$ -Werte müssen dabei im gleichen Becken, bei der gleichen Einblastiefe, mit gleicher Belüftungseinrichtung und gleicher Belüftungsintensität bestimmt werden.

Nach Wagner et al. (2001) werden bei der Berechnung des α -Wertes nach Gleichung 38 alle Einflüsse hinsichtlich des Sauerstoffübergangs auf den Belüftungskoeffizienten erfasst. Einflüsse auf die Sauerstoffsättigungskonzentration werden dagegen nicht berücksichtigt. Da auch die Sauerstoffsättigungskonzentration durch Abwasserinhalts-

stoffe wie z.B. Tenside oder Salze beeinflusst sein kann, empfehlen Wagner et al. (2001) den α -Wert nicht über die Belüftungskoeffizienten αk_{La20} und k_{La20} sondern über die Sauerstoffzufuhr $\alpha SOTR$ und $SOTR$ zu ermitteln. Zur Ermittlung des α -Wertes über die Sauerstoffzufuhr ist es allerdings notwendig, den Sauerstoffsättigungswert in Belebtschlamm direkt zu messen, was auch aufgrund der Atmung der Mikroorganismen nicht bzw. nur bedingt möglich ist.

In den Merkblättern der DWA (M 209 (2007) und M 229-1 (2012)), dem ASCE-Standard 2-06 (2006) sowie in allen relevanten Literaturstellen über den α -Wert (hervorzuheben sind hier: Wagner (1991), Steinmetz (1996), Rosso (2005) und Henkel (2010)) wird der α -Wert als empirischer Faktor beschrieben, der von einer Vielzahl von Einflüssen abhängt. So wirken Abwasserinhaltsstoffe (v.a. grenzflächenaktive Substanzen oder Salze), der Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken, das Schlammalter, der Tages- und Wochengang der Zulaufmengen, die Beckengeometrie, die Luftblasengröße, die Luftbeaufschlagung sowie die Alterung der Belüftungselemente und die Verfahrensvariante bzw. das Reinigungsziel auf den α -Wert ein. Die vielen unterschiedlichen Einflussfaktoren erklären nach Wagner (1991) die große Spanne an in der Fachwelt für Druckbelüftung gemessenen α -Werten zwischen 0,3 und 0,9. Da immer mehrere Faktoren gleichzeitig auf den α -Wert wirken, lassen sich nur unter bestimmten Bedingungen eindeutige Zusammenhänge darstellen und i.d.R. α -Werte nicht durch einen einzigen Einflussfaktor beschreiben.

Im Folgenden werden die Einflussparameter näher erläutert.

2.6.2.1 Einfluss der Trockensubstanzkonzentration

Der Einfluss der Trockensubstanzkonzentration wurde in der Literatur lange Zeit kontrovers diskutiert. So beschreiben beispielsweise Kayser (1967) und Wolfbauer (1977) eine Abnahme des α -Wertes mit steigender Schlammkonzentration in einem Bereich von 1 bis 8 g/L. Steinmetz (1996) hingegen kann keinen Einfluss der Trockensubstanz feststellen und führt Literaturquellen an, die von einem steigenden α -Wert mit zunehmender Trockensubstanzkonzentration berichten.

Mit der Einführung und Entwicklung der Membranbelebungsanlagen, die bei höheren TS-Konzentrationen betrieben werden, bekam die Thematik „ α -Werte in Abhängigkeit der Trockensubstanz“ neue Aufmerksamkeit. Günder (1999), Krampe (2001), Roest (2002), Rosenberger (2003), Krause (2005), Germain (2007) und Henkel (2010) führten hier umfangreiche Untersuchungen durch. Henkel (2010) gibt eine Übersicht und fasst α -Werte in Abhängigkeit der TS-Konzentration zusammen. Nachstehende Abbildung 9 erweitert diese Übersicht v.a. für den in konventionellen Belebungsanlagen üblichen TS-Bereich von 2 bis 5 g/L, welcher in Abbildung 10 nochmals über die gesamte x-Achse dargestellt ist.

Bei den α -Werten in Abhängigkeit der TS-Konzentration (Abbildung 9 und Abbildung 10) ist zu beachten, dass weitere Informationen über Reinigungsziel, Schlammalter oder Messmethode (mit oder ohne Durchfluss) weitestgehend nicht bekannt sind.

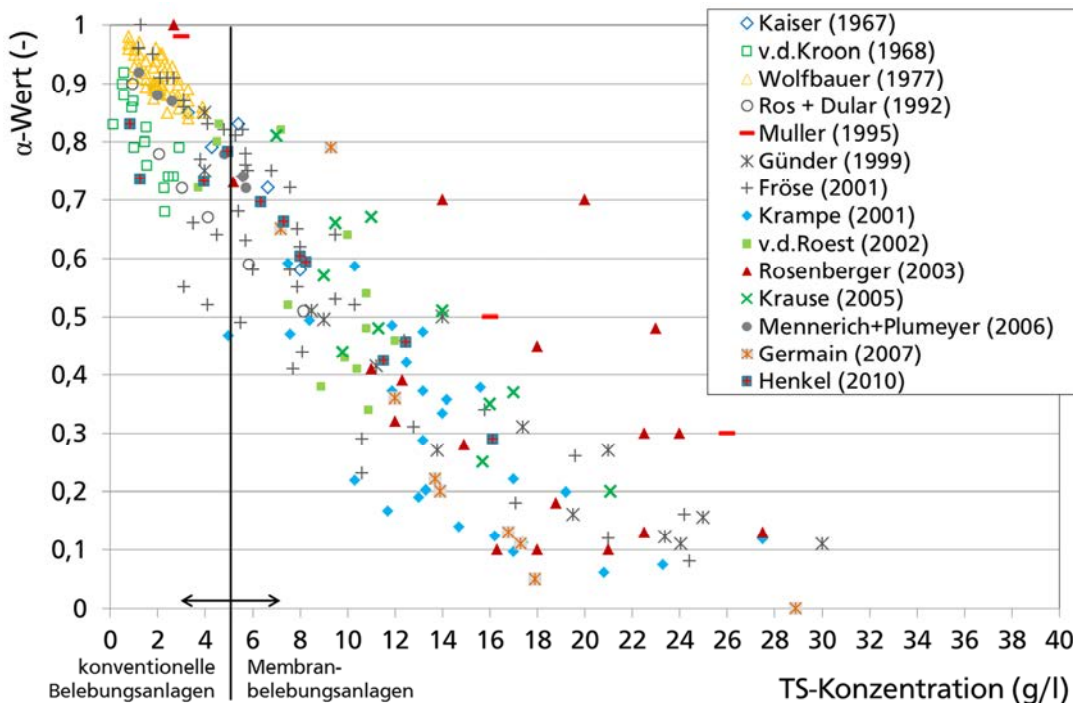


Abbildung 9: α -Wert in Abhängigkeit der TS-Konzentration (erweiterte Übersicht in Anlehnung an Henkel (2010))⁶

Tendenziell werden mit steigender TS-Konzentration niedrigere α -Werte ermittelt. Auffällig ist allerdings die Streuung der α -Werte bei einer TS-Konzentration. Beispielsweise liegt die Spanne der α -Werte bei einer TS-Konzentration von 4 g/L zwischen ca. 0,5 und 0,85. Diese breite Spanne der α -Werte in Abhängigkeit der TS-Konzentration zeigt, dass weitere Einflüsse auf den α -Wert wirken müssen, welche in Abbildung 9 und Abbildung 10 nicht berücksichtigt werden.

Das DWA-Merkblatt 229-1 (2012) bezeichnet den Einfluss der TS-Konzentration konventioneller Belebungsanlage (2 und 5 g/L) auf den α -Wert von untergeordneter Bedeutung, bei hohen TS-Konzentrationen von 8 bis 15 g/L (Beispiel Membranbelebungsanlage) ist mit einem höheren Einfluss auf den α -Wert zu rechnen. Das DWA-Merkblatt 229-1 (2012) empfiehlt für Membranbelebungsanlagen mit TS-Konzentrationen im Bereich von 8 bis 15 g/L und einem Schlammalter von 10 bis 15 d, entsprechend Nährstoffelimination, einen α -Wert von 0,4 bis 0,6. Dabei wird ein positiver Einfluss der Crossflow-Belüftung angenommen.

⁶ Die in Abbildung 9 dargestellten Werte wurden sowohl in Großanlagen, im technischen als auch im Labormaßstab ermittelt.

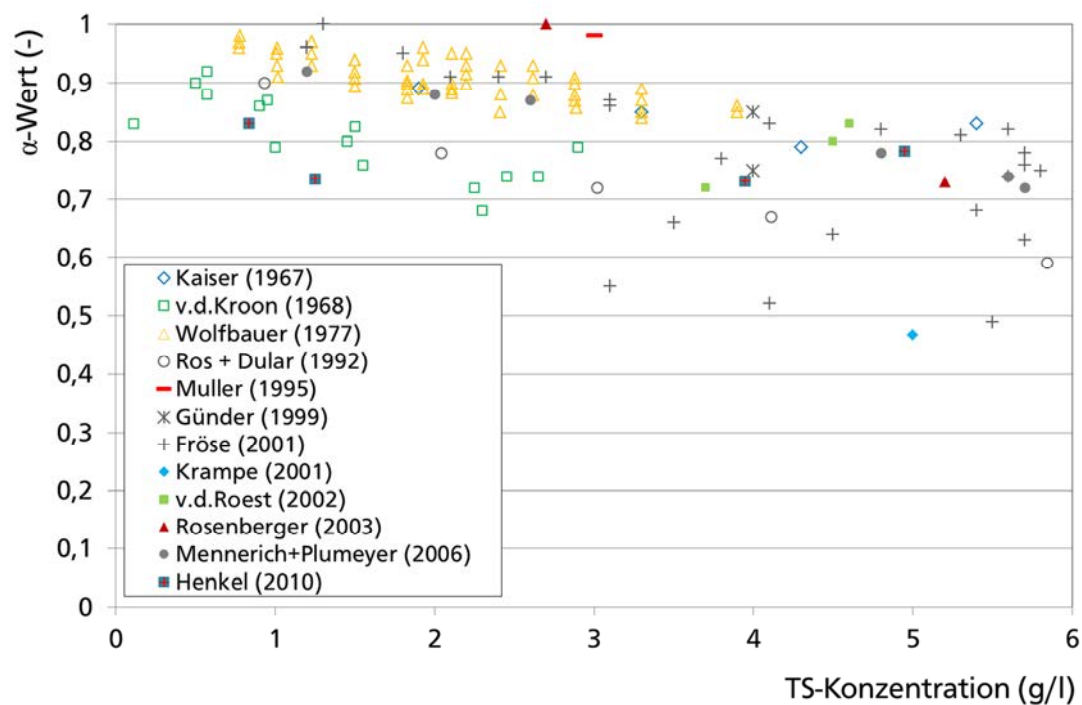


Abbildung 10: α -Wert in Abhängigkeit der TS-Konzentration (in einem für konventionelle Belebungsanlagen üblichen TS-Bereich)

Die in Abbildung 9 und Abbildung 10 dargestellte breite Spanne der α -Werte lässt darauf schließen, dass die TS-Konzentration für den Vergleich von α -Werten unterschiedlicher Belebtschlämme nicht geeignet ist. Henkel (2010) führte Sauerstoffzufuhrmessungen mit Belebtschlamm einer „Grauwasser-Membranbelebungsanlage“ durch und beschreibt im Vergleich zur Abhängigkeit des α -Wertes von der TS-Konzentration eine wesentlich bessere Korrelation des α -Wertes mit der organischen TS-Konzentration (oTS). Dieser Schlamm weist einen wesentlich niedrigeren organischen Anteil auf als konventioneller Membranbelebtschlamm. Henkel (2010) vergleicht seine Ergebnisse mit Literaturwerten und zeigt, dass der oTS-Gehalt wesentlich besser mit dem α -Wert korreliert als die TS-Konzentration (Abbildung 11 und Abbildung 12).

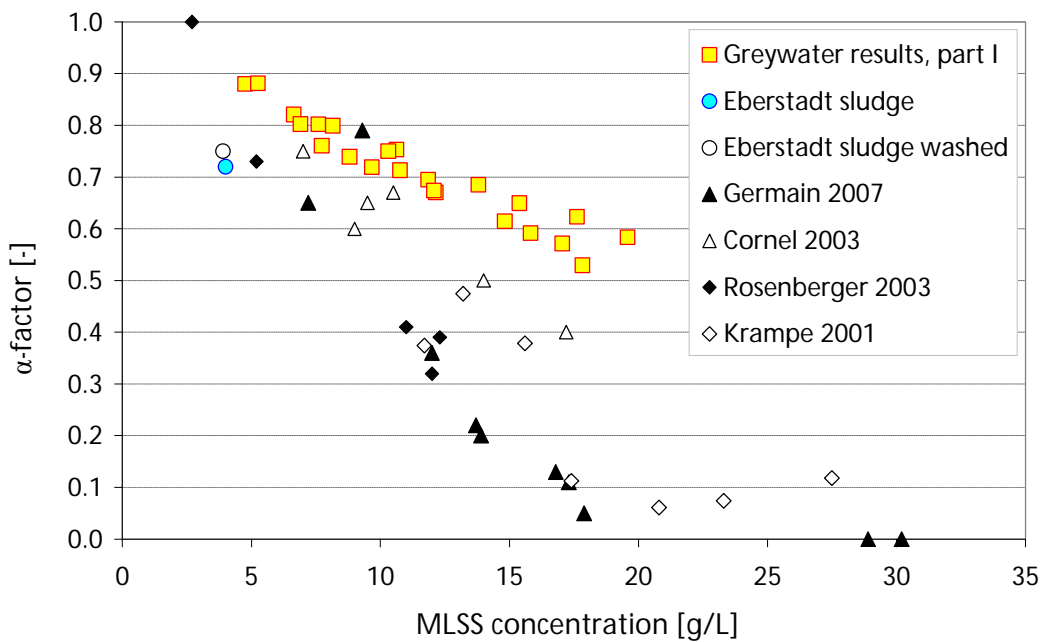


Abbildung 11⁷: α -Wert in Abhängigkeit der TS-Konzentration (Henkel, 2010)

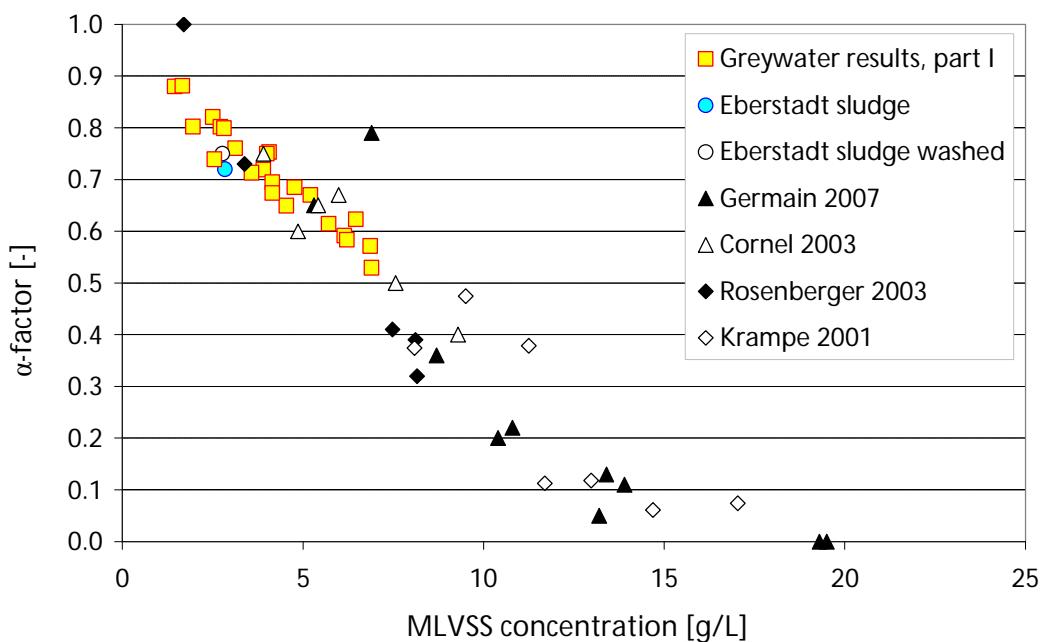


Abbildung 12⁷: α -Wert in Abhängigkeit der oTS-Konzentration (Henkel, 2010)

Günder (1999), Krampe (2001), Rosenberger (2003), Krause (2005) oder Germain (2007) beschreiben die Abhängigkeit des α -Wertes von der TS-Konzentration als exponentielle Funktion und begründen die Abhängigkeit meist mit einem Anstieg der Viskosität oder auch mit zunehmender Blasenkoaleszenz. Henkel 2010 gibt als maß-

⁷ In Abbildung 11 und Abbildung 12 beziehen sich „Greywater results“ auf Sauerstoffzufuhrmessungen mit künstlich hergestelltem Grauwasser und „Eberstadt sludge“ auf kommunalen Belebtschlamm der Abwasserbehandlungsanlage Darmstadt-Süd; für weitere Ausführungen wird auf Henkel (2010) verwiesen.

gebenden Parameter das sogenannte Flockenvolumen bzw. den freien Wasseranteil an. Dieser Parameter korreliert wesentlich besser mit der oTS-Konzentration als mit der TS-Konzentration.

Die Untersuchungen von Henkel (2010) beziehen sich auf Belebtschlamm von Membrananlagen mit konventionellem Abwasserzufluss sowie künstlich hergestelltem Grauwasser, mit feinblasiger und grobblasiger Druckbelüftung. Bestätigt werden die Aussagen zur Abhängigkeit des α -Wertes vom Flockenvolumen durch Untersuchungen mit Eisenhydroxidflocken. Henkel (2010) definiert das hydrostatische Flockenvolumen (HFV) in Anlehnung an das in der Abwassertechnik bekannte Vergleichsschlammvolumen (VSV). Der Belebtschlamm wird unverdünnt in einem 1 L Standzylinder solange abgesetzt, bis keine weitere Volumenveränderung zu beobachten ist. Dies wird mit Belebtschlamm i.d.R. nach ca. 48 h erreicht. Der Überstand wird als freier Wasseranteil und der abgesetzte Belebtschlamm als hydrostatisches Flockenvolumen definiert. Da der Belebtschlamm durch Denitrifikationsprozesse im Standzylinder aufschwimmen würde, muss die Aktivität der Mikroorganismen z.B. durch die Zugabe von Cyanid unterbunden werden.

Die breite Streuung der α -Werte in Abhängigkeit der TS-Konzentration (Abbildung 9) zeigt, dass weitere Einflüsse auf den α -Wert wirken müssen. Diese werden vor allem durch Abwasserinhaltsstoffe hervorgerufen, welche sich je nach Schlammalter, Schlamm- bzw. Raumbelastung aber auch je nach Einzugsgebiet und dem jeweiligen Tages- oder Wochengang der Zulaufmengen unterschiedlich stark auswirken.

2.6.2.2 Einfluss der Abwasserinhaltsstoffe

Das Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch ist infolge der Abwasserzusammensetzung sowie durch biologische und chemische Ab- und Umbauprozesse hinsichtlich der Inhaltsstoffe nur begrenzt definierbar. Abwasserinhaltsstoffe beeinflussen die physikalischen Eigenschaften des Belebtschlamm-Abwasser-Gemisches und somit das Koaleszenzverhalten und den Sauerstoffübergang. Steinmetz (1996) fasst in einer ausführlichen Literaturstudie den Einfluss von Abwasserinhaltsstoffen auf den α -Wert zusammen: Verschiedene Abwasserinhaltsstoffe können unterschiedliche Auswirkungen auf den Sauerstoffeintrag haben. Die Auswirkungen innerhalb einer Stoffklasse sind dabei nicht immer einheitlich. Salze beeinflussen den Sauerstoffsättigungswert und den Belüftungskoeffizienten. Sie haben somit Einfluss auf den α - und den β -Wert. Der Sauerstoffsättigungswert nimmt in Gegenwart von Salzen ab, der Belüftungskoeffizient dagegen zu (DWA-M 209, 2007). Salze hemmen nach Zlokarnik (1980) die Koaleszenz der Blasen, was zu einer größeren spezifischen Blasenoberfläche führt. In der kommunalen Abwasserbehandlung werden Salzkonzentrationen mit einem deutlich positiven Einfluss auf den α -Wert i.d.R. nicht erreicht (Wagner, J., 2002). Viele

organische Substanzen (Alkohole, Glykole, Ketone, organische Säuren) beeinflussen den α -Wert ähnlich positiv wie Salze. Auch hier wird von einer Koaleszenz hemmenden Wirkung berichtet. Bei längerkettigen organischen Säuren kann es allerdings zu einer Verschlechterung des Belüftungskoeffizienten kommen (Steinmetz, 1996).

Der Einfluss von Tensiden wurde ausführlich von Wagner (1991) und Steinmetz (1996) untersucht. Tenside werden in Wasch- und Reinigungsmitteln eingesetzt und sind damit in jedem Abwasser zu finden. Sie werden als grenzflächenaktive Stoffe bezeichnet, da sie eine hydrophile und eine hydrophobe Gruppe aufweisen. Die hydrophoben Enden der grenzflächenaktiven Stoffe meiden die Wechselwirkungen mit Wasser und reichern sich an Grenzflächen an. Sie setzen die Oberflächenspannung wässriger Systeme herab und haben dadurch i.d.R. einen negativen Effekt auf den Belüftungskoeffizienten. Tenside werden je nach Art der hydrophilen Gruppe unterschieden in anionische, kationische und nichtionische. Obwohl die Verwendung anionischer Tenside in den letzten Jahren rückläufig ist, weisen sie 5- bis 10-mal höhere Konzentrationen im Abwasserzulauf auf als nichtionische Tenside (Koppe, 1999). Fette, Kohlenhydrate und Proteine als wichtige Substrate für Bakterien in Abwasserbehandlungsanlagen werden nach der Literaturstudie von Steinmetz (1996) meist mit einem negativen Einfluss auf den α -Wert beschrieben. Die Ergebnisse sind allerdings nicht einheitlich.

Die meisten Untersuchungen basieren auf Versuchen mit definierten Mengen eines einzelnen Stoffes ohne Anwesenheit von Feststoffen. Beim Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch handelt es sich allerdings zum einen um ein Vielstoffgemisch, in dem Einzelsubstanzen anderen Gesetzmäßigkeiten unterliegen. Des Weiteren muss der Belebtschlamm berücksichtigt werden, der an sich schon einen Einfluss auf den Stoffübergang besitzt, sich aber auch durch Adsorptions- und Abbauvorgänge auf die Abwasserinhaltsstoffe auswirkt. Steinmetz (1996) trifft hierzu die Aussage, dass anhand von zweiphasigen Systemen gewonnene Erkenntnisse nicht auf dreiphasige Systeme übertragen werden können. In Abwasser-Belebtschlamm-Gemischen ist es nicht möglich, Änderungen einem einzelnen Parameter zuzuordnen.

Henkel (2010) zeigt bei Versuchen mit Belebtschlamm zur Behandlung von künstlich hergestelltem Grauwasser, dass der Einfluss von waschaktiven Substanzen auf den Stoffübergang in einem adaptierten System bei einem Schlammalter im Bereich von 12 bis 25 d trotz hoher Tensidzulaufkonzentrationen von 60 - 70 mg/L vernachlässigbar ist. Es wird vermutet, dass der in der Praxis beobachtete negative Effekt der Abwasserinhaltsstoffe bezüglich des α -Wertes auf den Einfluss langsam abbaubarer oberflächenaktiver Substanzen wie z.B. langkettige Fettsäuren oder Lipide zurückzuführen ist. Diese Substanzen adsorbieren an den Schlammflocken, wechselwirken mit der Luftblase und beeinflussen den α -Wert zusätzlich zum Flockenvolumen negativ. Ein Großteil dieser Substanzen liegt bereits im Zulauf gebunden an der Feststoffphase vor. Ein Einfluss von in der flüssigen Schlammphase gelösten oberflächenaktiven

Substanzen (bei Membrananlagen) wird erst bei einem Schlammalter < 8 d festgestellt (Henkel, 2010).

Abwasserinhaltsstoffe im Zulauf einer Abwasserbehandlungsanlage sind zudem von der jeweiligen Struktur des Einzugsgebietes aufgrund von Verdünnungseffekten durch Fremd- oder Regenwasser und dem angeschlossenen gewerblich-industriellen Anteil abhängig. Reichert (1997) stellt u.a. fest, dass der α -Wert keine Konstante darstellt, sondern im Tages-, Wochen- und Monatsgang schwankt. Dies ist ebenfalls auf die schwankenden Abwasserinhaltsstoffe im Zulauf zurückzuführen.

Die Abwasserinhaltsstoffe beeinflussen den α -Wert im Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch je nach Reinigungsziel (Kohlenstoffelimination, Nährstoffelimination oder aerobe Stabilisierung) und Verfahrensvariante unterschiedlich stark.

2.6.2.3 Einfluss des Reinigungsziels

Belebungsanlagen können je nach Reinigungsziel (Kohlenstoffelimination, Nährstoffelimination oder simultane aerobe Stabilisierung) verfahrenstechnisch unterschiedlich ausgeführt werden. Im DWA-Merkblatt 229-1 (2012) werden α -Werte in Abhängigkeit des Reinigungsziels angegeben. Der jeweilige Empfehlungsbereich bezieht sich auf konventionelle Belebungsanlagen mit einer TS-Konzentration von 2 bis 5 g/L:

Kohlenstoffelimination: $\alpha = 0,3 - 0,4$

Nährstoffelimination: $\alpha = 0,5 - 0,65$

simultane aerobe Stabilisierung: $\alpha = 0,7 - 0,8$

Das Reinigungsziel wird über die Parameter Schlammalter und Schlammbelastung beschrieben. Das ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) gibt je nach Bemessungstemperatur und Anlagengröße das Bemessungsschlammalter entsprechend dem Reinigungsziel vor. Wird vereinfacht die spezifische Überschussschlammproduktion mit dem Wert 1 kg TS/kg BSB angenommen, ergibt sich die jeweilige Schlammbelastung über den Kehrwert des Schlammalters (vgl. Gleichung 6). Die Werte sind für das jeweilige Reinigungsziel in nachstehender Tabelle 3 aufgelistet.

Tabelle 3: Bemessungsschlammalter nach ATV-A 131 (2000) und entsprechende Schlammbelastung, je nach Reinigungsziel

Reinigungsziel	$t_{TS,Bem}$ d	B_{TS} kg BSB ₅ /(kg TS·d)
Kohlenstoffelimination	4 - 5	0,25 - 0,2
Nähstoffelimination	8 - 18	0,12 - 0,05
simultane aerobe Stabilisierung	25	0,04

Henkel (2010) gibt neben dem Trockensubstanzgehalt das Schlammalter als den zweiten maßgebenden Parameter auf den α -Wert an und stellt in der Literatur veröffentlichte α -Werte in Abhängigkeit des Schlammalters zusammen. Nachstehende Abbildung 13 zeigt tendenziell mit zunehmendem Schlammalter einen Anstieg des α -Wertes.

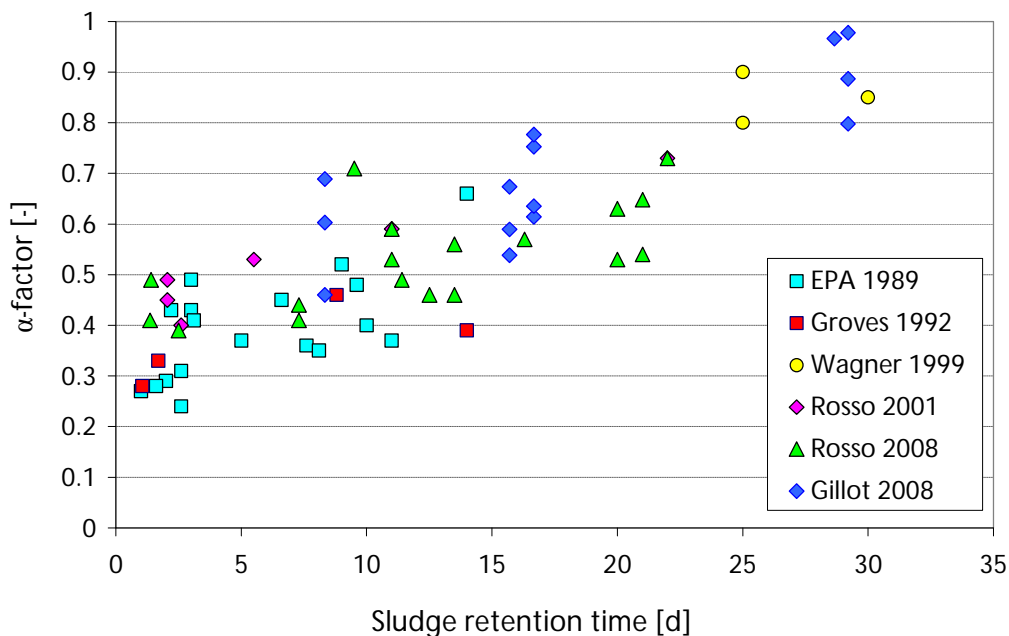


Abbildung 13: α -Werte in Abhängigkeit des Schlammalters (Henkel, 2010)

Der α -Wert streut allerdings jeweils für ein Schlammalter sehr stark: So liegt die Spanne der α -Werte bei einem Schlammalter von beispielsweise 10 d zwischen 0,4 und 0,7. In Abbildung 13 muss beachtet werden, dass das Schlammalter von der Wassertemperatur, der TS-Konzentration oder auch dem jeweils angesetzten Belebungsbeckenvolumen beeinflusst wird und diese Parameter ebenso wie die Messmethode (mit oder ohne Durchfluss) für die dargestellten Werte weitestgehend unbekannt sind.

Den tendenziellen Anstieg des α -Wertes mit zunehmendem Schlammalter begründen Gillot und Heduit (2008) sowie Rosso (2008) mit einem besseren Abbau gelöster

oberflächenaktiver Substanzen bei höherem Schlammalter. Henkel (2010) führt diese Beobachtung auf an der Schlammflocke adsorbierte, langsam abbaubare oberflächenaktive Substanzen zurück.

Rosso (2008) stellt neben der Abhängigkeit des α -Wertes vom Schlammalter auch die Abhängigkeit vom Reinigungsziel heraus und gibt mit höherem Reinigungsziel (Kohlenstoffelimination, Nitrifikation, Nitrifikation und Denitrifikation) tendenziell höhere α -Werte an.

Zur Beschreibung des Reinigungsziels kann als weiterer Parameter neben dem Schlammalter die Schlammbelastung herangezogen werden. Wie in Kapitel 2.4 beschrieben, besteht ein direkter Zusammenhang zwischen Schlammbelastung und Schlammalter. Nach Steinmetz (1996) können Substratstöße abhängig von der Raum- bzw. Schlammbelastung durch Aktivierungsänderungen des Belebtschlamms den α -Wert verändern. Steinmetz (1996) weist tendenziell auf eine Abhängigkeit des α -Wertes von den Betriebsparametern Schlammalter, Raum- bzw. Schlammbelastung hin. Dabei wird in der Literatur einheitlich ein höherer α -Wert mit steigendem Schlammalter bzw. niedrigerer Raumbelastung beschrieben (Boyle, 1991; Reichert, 1997; Wagner, 2009).

2.6.2.4 Einfluss der Verfahrensvariante und der Beckengeometrie

Belebungsanlagen unterscheiden sich durch die in Kapitel 2.3 dargestellten Verfahrensvarianten. Dabei können Anlagen zur Nährstoffelimination oder zur simultanen aeroben Stabilisierung mit unterschiedlichen Varianten der Denitrifikation oder als Membranbelebungsanlage geplant und betrieben werden. Neben dem Belebungsverfahren im Durchflussbetrieb besteht die Möglichkeit die Anlage als SBR-Anlage auszuführen. Weitere Unterschiede können durch Anlagen mit und ohne Vorklärung, durch Selektoren oder durch unterschiedliche Beckengeometrien längsdurchströmt als Pfropfenströmung oder voll durchmischt beschrieben werden.

Boyle (1991) und Rosso (2008) berichten über den positiven Effekt vorgeschalteter Becken auf den α -Wert im eigentlichen belüfteten Becken. Dabei wirkt sich sowohl ein aerober Selektor als auch ein anoxisches Becken zur vorgeschalteten Denitrifikation positiv auf den α -Wert aus.

EPA (1989), Boyle (1991), Reichert (1997) und Rosso (2008) beobachten in längsdurchströmten Belebungsbecken mit zunehmender Entfernung vom Zulaufbereich ansteigende α -Werte. Der α -Wert steigt aufgrund der zunehmenden Elimination von Abwasserinhaltsstoffen über die Fließstrecke. Zusätzlich wirkt sich nach Boyle (1991) die Abwasserzulaufanordnung, am Kopf oder verteilt über die Beckenlänge, unterschiedlich auf den α -Wert aus. Bei einer verteilten Abwasserzufuhr wird eine gleichmäßigere Sauerstoffausnutzung beobachtet. Nach dem DWA-Merkblatt 229-1 (2012)

ist der Einfluss der Beckengeometrie generell gering. Auch hier wird aber bei längsdurchströmten Becken von einer Profilausbildung des α -Wertes im Längsverlauf bei gleichzeitiger Abnahmen der Konzentration oberflächenaktiver Stoffe durch den biologischen Abbau berichtet.

Reichert (1997) unterscheidet zwischen volldurchmischten Becken mit niedriger bis hoher Schlammbelastung sowie längsdurchströmten Becken mit geringem und hohem Kaskadierungsgrad. In diesem Zusammenhang berichtet Reichert (1997) bei niedriger Schlammbelastung und einseitiger Nährstoffzusammensetzung von der Bildung oberflächenaktiver Biotenside, die den Sauerstoffeintrag reduzieren. Längsdurchströmte Becken weisen nach Reichert (1997) in der Beckenmitte den höchsten Sauerstoffeintrag auf. Im Zulaufbereich der Becken wird der Sauerstoffeintrag durch synthetische Tenside und im Ablaufbereich durch Biotenside reduziert. Volldurchmischte Becken mit geringer Schlammbelastung weisen ein hohes Puffervermögen und eine relativ niedrige Variationsbreite des Sauerstoffeintrags auf. Volldurchmischte Becken mit hoher Schlammbelastung zeigen eine höhere Variationsbreite bezüglich der Sauerstoffzufuhr. Längsdurchströmte Becken mit geringem Kaskadierungsgrad ähneln in der lokalen Verteilung des Sauerstoffeintrags volldurchmischten Becken. Mit einem hohen Kaskadierungsgrad weisen sie ein ausgeprägtes Längsprofil aus. Generell werden aber auch von Reichert (1997) im Ablaufbereich höhere α -Werte angegeben als im Zulaufbereich.

Röner-Holm (2006) berichtet von einer zeitlichen Variation des α -Wertes in SBR-Anlagen, bei denen zu Beginn der belüfteten Phase niedrigere α -Werte festgestellt werden. In Membranbelebungsanlagen werden durch die höheren TS-Konzentrationen niedrigere α -Werte beobachtet.

Wagner (2009) zeigt, dass der α -Wert großtechnischer Belebungsanlagen unabhängig von der Einblastiefe ist. Mennerich (2006) beschreibt den Unterschied zwischen großtechnischen und in Versuchsanlagen ermittelten α -Werten. Großtechnisch liegen i.d.R. nicht so optimale Verhältnisse hinsichtlich Beckengeometrie und Belüfteranordnung wie in Versuchsanlagen vor. Aus diesem Grund liegen nach Mennerich (2006) die unter Laborbedingungen gemessenen Sauerstoffeinträge z.T. erheblich höher als in der Praxis. Der α -Wert ist in diesem Zusammenhang auch abhängig von der Einblastiefe. Mit steigender Einblastiefe werden niedrigere α -Werte gemessen, allerdings ändern sich diese ab einer Einblastiefe von etwa 3 m nicht mehr merklich (Wagner, 2007; Mennerich, 2006). Nach Wagner (2007) wird dem entsprechend für die Durchführung von Sauerstoffzufuhrmessungen zur Ermittlung von α -Werten eine Einblastiefe von mindestens 3 m vorgeschlagen. Henkel (2010) kann hingegen keinen Einfluss der Einblastiefe oder des Reaktordesigns auf den α -Wert feststellen.

3 Ziele dieser Arbeit

Die dargestellten Grundlagen hinsichtlich der Sauerstoffzufuhr zeigen, dass der α -Wert für die Bemessung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr eine wichtige Bemessungsgröße darstellt, aber bisher nur relativ ungenau abgeschätzt werden kann. Es finden sich in der Literatur viele Untersuchungen über den α -Wert, aus denen aber nur bedingt begründete Empfehlungen zur Wahl eines Bemessungswertes abgeleitet werden können. Für eine präzise Bemessung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr und somit des Belüftungssystems ist diese ungenaue Annahme des α -Wertes nicht zielführend.

Der α -Wert wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst. Die Abwasserinhaltsstoffe, die Trockensubstanzkonzentration und das Schlammalter werden dabei immer besonders hervorgehoben. Viele Untersuchungen beziehen sich allerdings lediglich auf den Einfluss eines Parameters, selten werden die Einflüsse mehrerer gleichzeitig wirkender Parameter beschrieben.

Aus aktuelleren Untersuchungen geht hervor, dass die Parameter Trockensubstanzkonzentration und Schlammalter maßgebend den α -Wert beeinflussen, allerdings beziehen sich diese Untersuchungen vorwiegend auf Membranbelebungsanlagen und nicht auf konventionelle Belebungsanlagen. Zudem ist zwar eine Abhängigkeit des α -Wertes vom TS-Gehalt und vom Schlammalter erkennbar, allerdings streuen die Werte sehr stark, sodass hieraus keine präzisen Werte für die Bemessung abgeleitet werden können.

Vor diesem Hintergrund sollen in einer kontinuierlich betriebenen Belebungsanlage im halbertechnischen Maßstab Sauerstoffzufuhrmessungen durchgeführt werden, um Abhängigkeiten des α -Wertes unter praxisnahen und vergleichbaren Bedingungen zu untersuchen. Die Ziele dabei sind,

- die maßgebenden Einflüsse auf den α -Wert zu ermitteln und funktionale Zusammenhänge zwischen dem α -Wert und den abwassertechnischen Parametern abzuleiten.
- gleichzeitig wirkende Parameter zu berücksichtigen.
- die in der aktuelleren Literatur für Membranbelebungsanlagen untersuchten Abhängigkeiten des α -Wertes von der Trockensubstanz und dem Schlammalter für konventionelle Belebungsanlagen zu überprüfen.
- die Abhängigkeit des α -Wertes von der Raum- und Schlammbelastung zu untersuchen.
- bekannte abwassertechnische Parameter einzugrenzen oder zu erweitern und eventuell neue Parameter zu entwickeln, um α -Werte eindeutiger angeben zu können.

-
- den Einfluss der Messmethode zur Bestimmung der Sauerstoffzufuhr (mit oder ohne Durchfluss) auf den α -Wert zu untersuchen.
 - aus den gemessenen α -Werten Bemessungswerte abzuleiten, um präzise und begründete α -Werte für die Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr ansetzen zu können.

Ein Belüftungssystem sollte so dimensioniert werden können, dass ein an die typischen Zulaufschwankungen angepasster, flexibler Betrieb möglich wird. Hierfür ist die erforderliche Sauerstoffzufuhr für die im Betrieb maßgebenden maximalen, mittleren und minimalen Lastfälle zu berechnen und das Belüftungssystem entsprechend zu dimensionieren.

- Es soll betrachtet werden, in wieweit hier der α -Wert eine Lastfall abhängige Rolle spielt.
- Für die unterschiedlichen Varianten des Belebungsverfahrens und die maßgebenden Lastfälle soll die erforderliche Sauerstoffzufuhr berechnet und verglichen werden.
- Hierfür sollen in Anlehnung an das DWA-Merkblatt 229-1 (2012) Bemessungsempfehlungen zur Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr ausgearbeitet werden.

Die Bemessung der maximalen erforderlichen Sauerstoffzufuhr (maximaler Lastfall) dient im Sinne des Gewässerschutzes der Einhaltung der gesetzlich vorgegebenen Ablaufwerte während der Belastungsspitze. Durch die minimale erforderliche Sauerstoffzufuhr (minimaler Lastfall) ergibt sich die notwendige Abstufung des Belüftungssystems in Schwachlastzeiten. Hier wird Belüftungsenergie eingespart, wenn das Belüftungssystem so weit in der Leistungsfähigkeit reduziert werden kann, dass nicht mehr Sauerstoff als notwendig in das Belebungsbecken eingetragen wird.

Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag leisten, feinblasige Belüftungssysteme von Belebungsanlagen zukünftig präziser auf die relevanten Lastfälle bemessen zu können.

4 Material und Methoden

4.1 Aufbau und Betriebsweise der Versuchsanlage

Die Versuchsanlage ist als einstufige Belebungsanlage ausgelegt und wird auf dem Versuchs- und Forschungsgelände des Institutes IWAR der TU Darmstadt auf der Abwasserbehandlungsanlage Darmstadt-Süd betrieben. Die Versuchsanlage wurde mit dem Ziel aufgebaut, Sauerstoffzufuhrmessungen in Belebtschlamm bei unterschiedlichem Schlammalter (resp. Schlammbelastung) durchzuführen. Zur Einstellung unterschiedlicher Schlammalter und somit auch unterschiedlicher Reinigungsziele wurde die Versuchsanlage so konzipiert, dass sie zur Stickstoffelimination mit vorgeschalteter Denitrifikation, zur simultanen aeroben Stabilisierung oder zur reinen Kohlenstoffelimination betrieben werden kann. Nachstehende Abbildung 14 zeigt schematisch die Fließbilder der Versuchsanlage.

Der Abwasserzulauf wird der großtechnischen Abwasserbehandlungsanlage Darmstadt-Süd nach Rechen und Sandfang entnommen, über ein Sieb mit einer Spaltweite von $500\ \mu\text{m}$ geführt und der Versuchsanlage mit konstantem Volumenstrom zugeführt. Die Versuchsanlage unterliegt den Frachtschwankungen der großtechnischen Anlage, allerdings nicht den hydraulischen Schwankungen.

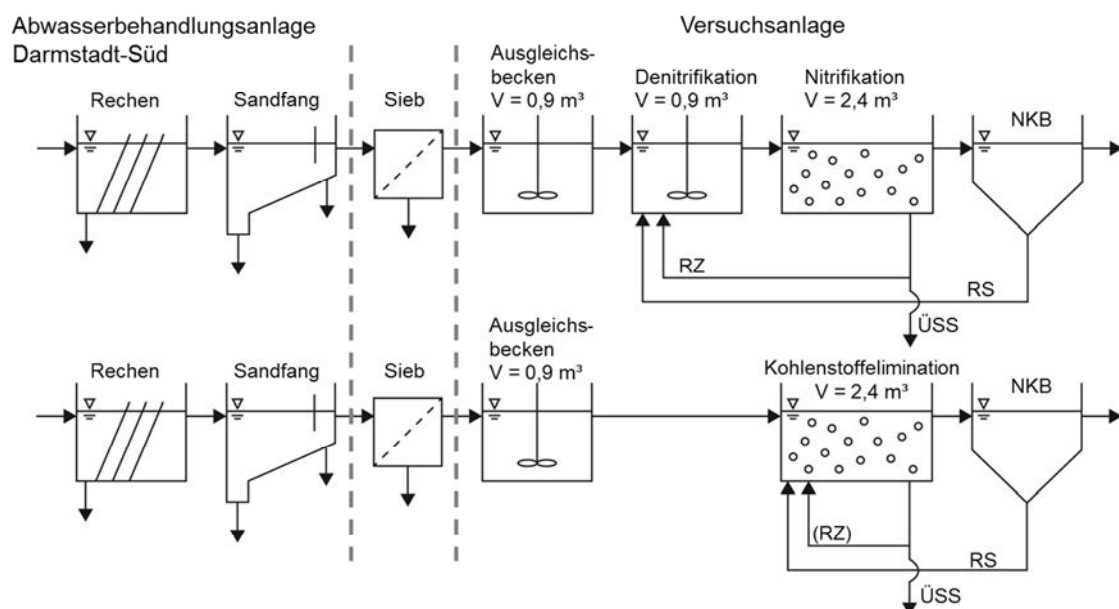


Abbildung 14: Schematisches Fließbild der Versuchsanlage, oben: Stickstoffelimination und simultane aerobe Stabilisierung; unten: Kohlenstoffelimination

Um die Sauerstoffzufuhrmessungen in Belebtschlamm im Durchlaufbetrieb durchführen zu können, wurde vor der Belebungsstufe ein Ausgleichsbecken installiert. Dies

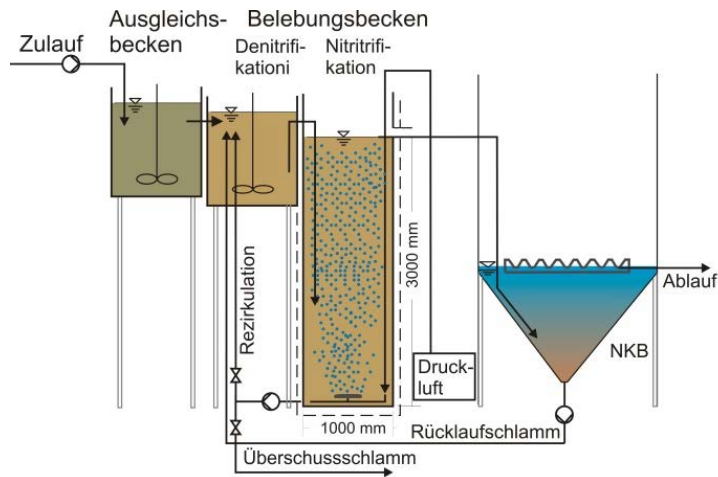
dient dem Abfangen von Zulaufspitzen bzw. dem Ausgleichen von Zulaufschwankungen.

Das belüftete Belebungsbecken zur Nitrifikation bzw. zur reinen Kohlenstoffelimination besteht aus einem runden Edelstahlbehälter mit einem Durchmesser von 1 m und einer Höhe von 3,5 m. Das Becken wird mit einem Wasserstand von 3 m betrieben, wodurch sich ein Wasservolumen von 2,4 m³ ergibt. Der Wasserstand von 3 m wurde gewählt, um einen Einfluss der Einblastiefe auf den α -Wert ausschließen zu können. Ab einer Wassertiefe von ca. 3 m gelten die α -Werte unabhängig von der Einblastiefe (vgl. Kapitel 2.6.2.4). Mittig am Beckenboden ist ein Tellerbelüfter mit einem Durchmesser von 30 cm installiert, wodurch sich eine großtechnischen Belebungsanlagen entsprechende Belegungsichte von rund 10 % ergibt. In diesem belüfteten Belebungsbecken ist es möglich, Sauerstoffzufuhrmessungen bei vergleichbaren Bedingungen (Wasserstand, Eintauchtiefe, Belüftungseinrichtung und Belüftungsintensität) durchzuführen.

Um Ergebnisse von Sauerstoffzufuhrmessungen in Versuchsanlagen auf großtechnische Anlagen übertragen zu können, müssen in der Versuchsanlage annähernd praxisnahe Verhältnisse bezüglich der Luftvolumenströme einstellbar sein. Dabei muss zum einen die spezifische Luftbeaufschlagung des Belüftungselementes beachtet werden, die beispielsweise für einen Tellerbelüfter in einem Bereich von 1 bis 8 m³/(Belüfter · h) liegt. Der zweite zu beachtende spezifische Luftvolumenstrom wird auf das Beckenvolumen bezogen und bewegt sich großtechnisch zwischen 0,5 bis 4 m³/(m³_{VBB}·h). In der Versuchsanlage konnten die spezifischen Luftvolumenströme mit 2 bis 8 m³/(Belüfter · h) sowie 0,8 bis 3,4 m³/(m³_{VBB}·h) den großtechnischen Verhältnissen entsprechend eingestellt werden. Somit sind die erhaltenen Ergebnisse auf großtechnische Verhältnisse übertragbar.

Abbildung 15 zeigt zwei schematische Darstellungen der Versuchsanlage. Der Abwasserzulauf fließt im freien Gefälle vom Ausgleichsbecken bis in die Nachklärung. Von dort wird der Rücklaufschlamm in das Belebungsbecken gepumpt. Aus dem belüfteten Becken wird der Rezirkulationsstrom in das vorgeschaltete anoxische Becken gepumpt. Aus dieser Rezirkulationsleitung erfolgt der Überschussschlammabzug, da hier eine konstante und stabile Messung der Trockensubstanzkonzentration möglich ist. Um den Überschussschlammabzug auch bei der Kohlenstoffelimination zu gewährleisten, wird hier ebenfalls ein kleiner Teilstrom rezirkuliert (siehe Abbildung 15).

Stickstoff-
elimination und
simultane aerobe
Stabilisierung



Kohlenstoff-
elimination

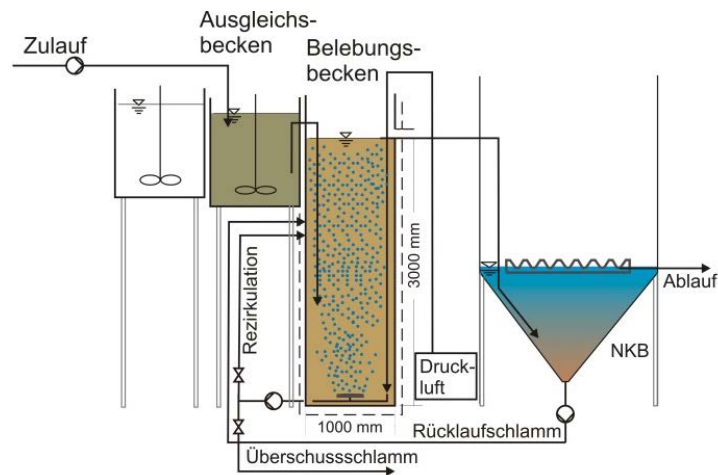


Abbildung 15: Schematische Darstellung der Versuchsanlage, oben: Stickstoffelimination und simultane aerobe Stabilisierung, unten: Kohlenstoffelimination

Die Versuchsanlage wird in jeder Messphase mit einem konstanten Zulaufvolumenstrom betrieben. Nach einer Einfahrzeit stellt sich ein konstantes Schlammwachstum ein, welches über den Überschussschlamm abgezogen wird, um die TS-Konzentration im Belebungsbecken konstant zu halten. Der Überschussschlamm wird zeitgesteuert gleichmäßig über den Tag entfernt und die Menge an Überschussschlamm stichprobenartig bestimmt. Der Überschussschlammabzug ist so eingestellt, dass die TS-Konzentration im Belebungsbecken konstant gehalten werden kann. Die Versuchsanlage wird somit auf ein bestimmtes Schlammalter (resp. Schlammbelastung) eingestellt und über die Dauer des 2- bis 3-fachen Schlammalters eingefahren.

Bevor in Kapitel 4.3 die Messphasen beschrieben werden, wird im folgenden Kapitel die Ermittlung der abwassertechnischen Parameter erläutert.

4.2 Ermittlung der abwassertechnischen Parameter

Die Funktionsweise der Versuchsanlage wird über Onlinemesstechnik sowie über regelmäßig durchgeführte Laboranalytik kontrolliert und entsprechend eingestellt. Über die ermittelten Messgrößen werden die abwassertechnischen Parameter Schlammalter, Raum- und Schlammbelastung ermittelt.

4.2.1 Onlinemesstechnik

Die Trockensubstanzkonzentration im Belebungsbecken wird über eine optische Sonde (SOLITAX, Hach Lange) gemessen und kontinuierlich aufgezeichnet. Über diese Messung wird der Überschussschlammabzug manuell eingestellt. Die Ermittlung von Schlammbelastung und Schlammalter erfolgt allerdings über die im Labor analysierte TS-Konzentration (siehe Kapitel 4.2.2). Der pH-Wert wird über eine pH-Elektrode (1200-S, Hach Lange) kontinuierlich erfasst.

Sauerstoffkonzentration und Wassertemperatur im Belebungsbecken werden über eine optische Sauerstoffsonde (LDO, Hach Lange) kontinuierlich gemessen und aufgezeichnet. Der Luftvolumenstrom wird manuell so eingestellt, dass die Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken bei etwa 2 mg/L liegt.

Die Volumenströme Abwasserzulauf, Rücklaufschlamm und Rezirkulation werden über induktive Durchflussmessgeräte (Sitrans MAGFLO MAG 1100, Siemens) kontinuierlich gemessen und aufgezeichnet.

Die Wassertemperatur im Belebungsbecken und der Abwasserzulaufvolumenstrom gehen in die Ermittlung der abwassertechnischen Parameter ein. Die Werte werden mit einem Intervall von 5 Minuten aufgezeichnet und für die weiteren Berechnungen über 24 Stunden gemittelt. Somit steht für jeden Mess- bzw. Betriebstag ein gemittelter Wert für weitere Berechnungen zur Verfügung.

4.2.2 Laboranalytik

Zur Kontrolle des Betriebes der Versuchsanlage werden i.d.R. 2mal pro Woche die abwassertechnischen Parameter im Labor bestimmt. Hierfür werden in den Messphasen 1 bis 6 Stichproben und in den Messphasen 7 bis 14 24-h-Mischproben aus dem Zulauf und dem Ablauf der Versuchsanlage entnommen. Da die Abwasserzulaufmenge während einer Messphase konstant ist, handelt es sich bei der Mischprobe sowohl um eine volumen- als auch um eine durchflussproportionale Mischprobe. Aus diesen Proben werden die Parameter CSB, N_{ges} , $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, pH-Wert, Leitfähigkeit, TS, oTS, TR, oTR analysiert. Aus dem Belebungsbecken wird zur Laboranalytik eine Stichprobe des Belebtschlammes entnommen und die Parameter TS, oTS, TR, oTR, VSV, pH-Wert und Leitfähigkeit bestimmt. Während der Sauerstoffzufuhrmes-

sungen werden aus dem Belebtschlamm zudem das hydrostatische Flockenvolumen (HFV) und die Sauerstoffverbrauchsrate sowie ab Messphase 7 der $\text{CSB}_{\text{gelöst}}$ und die anionischen Tenside bestimmt. Im Folgenden wird die Analytik der einzelnen Parameter beschrieben.

Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) wird photometrisch je nach Konzentration mit den Küvettentests LCK 314, 414, 514 (Hach Lange) bestimmt. Der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB_5) wird stichprobenartig parallel zum CSB nach DIN EN 1899-1 (1998) ermittelt. Im Zulauf zur Versuchsanlage ergibt sich über die gesamte Dauer der Messphasen ein mittleres BSB_5/CSB -Verhältnis von 0,52. Die Stickstoffverbindungen werden je nach zu erwartender Konzentration über die folgenden Küvettentests (Hach Lange) bestimmt; N_{ges} ⁸: LCK 138, 338; $\text{NH}_4\text{-N}$: LCK 302, 303, 304; $\text{NO}_2\text{-N}$: LCK 341, 342 und $\text{NO}_3\text{-N}$: LCK 339, 340. Für den $\text{CSB}_{\text{gelöst}}$ aus der Belebtschlammprobe, analysiert während der Sauerstoffzufuhrmessungen ab Messphase 7, wird die Probe mit 0,45 μm Membranfilter filtriert; die anionischen Tenside werden aus dem Überstand der abgesetzten Probe mittels Küvettentest (LCK 332, Hach Lange) ermittelt. Die Schnelltests werden mit dem Photometer DR2800 (Hach Lange) ausgelesen.

Die Trockensubstanzkonzentration TS, der Trockenrückstand TR sowie jeweils der Glühverlust GV zur Berechnung der Parameter organische Trockensubstanz oTS bzw. organischer Trockenrückstand oTR werden entsprechend der Normen DIN 38409 H 1 (1987)⁹, DIN EN 12879 (2001) sowie DIN EN 12880 (2001) ermittelt.

Das Vergleichsschlammvolumen VSV wird nach DIN EN 14702-1 (2006) bestimmt. Angelehnt an diese Bestimmung wird auch das hydrostatische Flockenvolumen HFV nach Henkel (2010) ermittelt. Im Unterschied zum Vergleichsschlammvolumen wird das hydrostatische Flockenvolumen der unverdünnten und mittels Cyanid inaktivierten Belebtschlammprobe nach 48 Stunden abgelesen.

Die Messung der Sauerstoffverbrauchsrate wird nach DIN 38414 S 6 (1986) in temperierten, luftdicht verschlossenen Steilbrustflaschen (250 mL) als Doppelbestimmung durchgeführt. Dabei wird die aktuelle Atmung ohne Zugabe von Substrat aus der Geschwindigkeit der Abnahme der Sauerstoffkonzentration (Sauerstoffsonde CelloX 325, WTW) bei Reaktortemperatur gemessen. Die Sauerstoffverbrauchsrate wird i.d.R. vor und nach jeder Sauerstoffzufuhrmessung durchgeführt, um zu kontrollieren, ob sich die Atmung während eines Versuches geändert hat. Wagner et. al (2003) empfehlen die Sauerstoffverbrauchsrate direkt im Becken und nicht nach DIN 38414 S 6 zu bestimmen, da der Sauerstoffverbrauch im Labormaßstab stark von dem im Belebungsbecken abweichen kann. Dies war aufgrund der nicht vorhandenen Rührvorrichtung in der Versuchsanlage allerdings nicht möglich.

⁸ N_{ges} umfasst Ammonium, Nitrit, Nitrat und organischen Stickstoff.

⁹ Abweichend von DIN 38409 H 1 wurden die Belebtschlammproben vor der Filtration zentrifugiert.

Anhand der beschriebenen Laboranalytik werden die folgenden abwassertechnischen Parameter ermittelt.

4.2.3 Ermittlung des Schlammalters

Das Schlammalter, beschrieben in Kapitel 2.4.3, wird für die jeweilige Einstellung der Versuchsanlage über folgende Gleichungen ermittelt. Je nach dem Bezugsvolumen wird das Schlammalter auf das gesamte oder das aerobe Belebungsbeckenvolumen bezogen.

$$\text{Gleichung 39: } t_{TS,aerob} = \frac{V_{BB,aerob} \cdot TS_{BB}}{Q_{\ddot{U}S} \cdot TS_{BB} + Q \cdot TS_{AN}} \quad (d)$$

$$\text{Gleichung 40: } t_{TS,gesamt} = \frac{V_{BB,gesamt} \cdot TS_{BB}}{Q_{\ddot{U}S} \cdot TS_{BB} + Q \cdot TS_{AN}} \quad (d)$$

Die täglich anfallende Masse an Überschussschlamm ($Q_{\ddot{U}S} \cdot TS_{BB}$) wird in beiden Gleichungen über die Trockensubstanzkonzentration im Belebungsbecken berechnet, da der Überschussschlamm über den Rezirkulationsstrom direkt aus dem Belebungsbecken abgezogen wird.

Da das Schlammwachstum der Mikroorganismen von der Wassertemperatur im Belebungsbecken abhängig ist, wirkt sich die Wassertemperatur auch über die Überschussschlammproduktion auf das Schlammalter aus. In der Versuchsanlage ergeben sich über die fast 2-jährige Versuchszeit Wassertemperaturen im Belebungsbecken zwischen 10°C und 30°C (siehe auch Kapitel 4.3.1). Um das Schlammalter der jeweiligen Messphasen miteinander vergleichen zu können, muss es auf eine Bezugstemperatur normiert werden. Als Bezugstemperatur werden 15°C gewählt, da dies national und international die mittlere Abwassertemperatur darstellt und in der Literatur häufig als Bezugstemperatur verwendet wird (Koppe, 1999; Durth, 2000; Metcalf und Eddy, 2003).

Das Schlammalter wird über nachfolgende Gleichung 41 auf 15°C normiert.

$$\text{Gleichung 41: } t_{TS,15^{\circ}C} = t_{TS,T} \cdot \theta^{(T-15)} \quad (d)$$

Für den in Gleichung 41 verwendeten Temperaturkoeffizienten θ wird der Wert für die heterotrophen Bakterien mit 1,072 eingesetzt. Dieser Wert entspricht einer Verdopplung der Geschwindigkeitskonstanten bei einem Temperaturanstieg um 10°C (Durth, 2000).

4.2.4 Ermittlung von Raum- und Schlammbelastung

Raum- und Schlammbelastung werden in der Literatur i.d.R. auf die BSB₅-Fracht, aber auch auf die CSB-Fracht bezogen. In dieser Arbeit wird als Bezugsgröße der CSB gewählt. Die Raumbelastung wird je nach Bezugsvolumen über folgende Gleichungen berechnet.

$$\text{Gleichung 42: } B_{R,aerob,CSB} = \frac{B_{d,CSB}}{V_{BB,aerob}} \quad (\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d}))$$

$$\text{Gleichung 43: } B_{R,gesamt,CSB} = \frac{B_{d,CSB}}{V_{BB,gesamt}} \quad (\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d}))$$

Die Schlammbelastung wird als Erweiterung zur Raumbelastung zusätzlich auf den Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken bezogen. Generell muss bei der Schlammbelastung unterschieden werden, ob sich die Belastung auf die aerobe oder die gesamte Schlammmasse bezieht, d.h. ob das aerobe oder das gesamte Belebungsbecken in der Berechnung berücksichtigt wird (Gleichung 44 und Gleichung 45). Des Weiteren wird in dieser Arbeit auch die organische Schlammbelastung bezogen auf die organische Masse an Belebtschlamm ermittelt (Gleichung 46 und Gleichung 47).

$$\text{Gleichung 44: } B_{TS,aerob,CSB} = \frac{B_{d,CSB}}{V_{BB,aerob} \cdot TS_{BB}} \quad (\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{d}))$$

$$\text{Gleichung 45: } B_{TS,gesamt,CSB} = \frac{B_{d,CSB}}{V_{BB,gesamt} \cdot TS_{BB}} \quad (\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{d}))$$

$$\text{Gleichung 46: } B_{oTS,aerob,CSB} = \frac{B_{d,CSB}}{V_{BB,aerob} \cdot oTS_{BB}} \quad (\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{d}))$$

$$\text{Gleichung 47: } B_{oTS,gesamt,CSB} = \frac{B_{d,CSB}}{V_{BB,gesamt} \cdot oTS_{BB}} \quad (\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{d}))$$

Neben der klassischen Schlammbelastung, ermittelt über die Zulauffracht zur biologischen Stufe, wird auch eine spezifische Schlammbelastung berechnet. Diese bezieht sich auf die gelöste CSB-Konzentration direkt im Zulauf zur aeroben Stufe, d.h. bei Nährstoffelimination im Ablauf der Denitrifikation. Zur Ermittlung der Fracht wird hierfür der Zulauf- aber auch der Rezirkulations- sowie der Rücklaufschlammvolumenstrom berücksichtigt. Darüber hinaus wird die spezifische Schlammbelastung auf den organischen Anteil der Trockensubstanzkonzentration (oTS) bezogen.

$$\text{Gleichung 48: } B_{oTS,spezifisch,CSB} = \frac{C_{CSB,spezifisch} \cdot (Q_{Zu} + Q_{Rezi} + Q_{RS})}{V_{BB,aerob} \cdot oTS_{BB}} = \frac{B_{d,CSB,spezifisch}}{V_{BB,aerob} \cdot oTS_{BB}}$$

Analog wird auch eine spezifische Schlammbelastung über die Konzentration der gelösten anionischen Tenside im Zulauf zum aeroben Belebungsbecken bestimmt:

$$\text{Gleichung 49: } B_{OTS, \text{spezifisch}, A.T.} = \frac{C_{A.T., \text{spezifisch}} \cdot (Q_{Zu} + Q_{Rezi} + Q_{RS})}{V_{BB, aerob} \cdot OTS_{BB}} = \frac{B_{d, A.T., \text{spezifisch}}}{V_{BB, aerob} \cdot OTS_{BB}}$$

Die CSB-Konzentration bzw. die Konzentration anionischer Tenside wird dabei vor jeder Sauerstoffzufuhrmessung bestimmt und entsprechend für jeden α -Wert gemittelt. Durch die spezifische Schlammbelastung ist es möglich, die Belastung räumlich auf das belüftete Becken als auch zeitlich direkt auf die Sauerstoffzufuhrmessung und somit auf den α -Wert zu beziehen.

Die zur Bestimmung der abwassertechnischen Parameter relevanten Mess- und Einzelwerte während der Sauerstoffzufuhrmessungen in den jeweiligen Messphasen sind im Anhang in Kapitel 10.1 in Tabelle 15 bis Tabelle 19 dargestellt.

4.3 Messphasen und Reinigungsleistung der Versuchsanlage

4.3.1 Beschreibung der Messphasen

Die Untersuchungen wurden im Zeitraum von Juni 2010 bis Januar 2012 in der beschriebenen Versuchsanlage durchgeführt. Nachstehende Tabelle 4 gibt eine Übersicht über die Messphasen. Die Messphasen unterscheiden sich aufgrund des Reinigungsziels Kohlenstoffelimination, Stickstoffelimination und simultane aerobe Stabilisierung sowie innerhalb eines Reinigungsziels durch unterschiedliche Schlammbelastungen, Schlammalter und TS-Konzentrationen.

Die Versuchsanlage wird in den Messphasen 1, 5, 9, 10 und 11 als Kohlenstoffelimination (C) betrieben. In Messphase 9 (C*) ist vor dem aeroben Becken das anoxische Becken in Betrieb, Nitri- und Denitrifikationsvorgänge finden dabei allerdings nicht statt.

In den Messphasen 2, 3, 4, 6, 7, 8, 12, 13 und 14 wird die Versuchsanlage als Stickstoffelimination (N) betrieben. In Messphase 2 beträgt das Denitrifikationsvolumen 1,8 m³ und das V_D/V_{BB} -Verhältnis 0,43. Für die weiteren Messphasen zur Stickstoffelimination wird die Denitrifikationsstufe auf 0,9 m³ verkleinert und mit einem V_D/V_{BB} -Verhältnis 0,27 betrieben. Während der Messphasen 1 und 2 ist kein Ausgleichsbecken in Betrieb.

Die Messphasen 7, 12 und 13 (S) werden mit einem hohen Schlammalter betrieben. Diese Messphasen können aufgrund des hohen Schlammalters als simultane aerobe Schlammstabilisierung bezeichnet werden.

Tabelle 4¹⁰: Übersicht der Messphasen (dargestellt sind die über die Messphase gemittelten Werte)

MP	Datum (von-bis)	RZ	Zulauf- menge L/h	Zulauf- fracht kg CSB/d	TS- Konz. g/L	B _{TS,gesamt} kg CSB/ (kg TS·d)	T _w °C	t _{TS,gesamt} (normiert auf 15°C) d
1	12.06.10 13.07.10	C	350	5,8	3,5	0,69	24	3,8
2	15.07.10 10.09.10	N	187	3,0	3,7	0,19	23	11,8
3	11.09.10 22.09.10	N	207	2,8	3,5	0,28	22	10,2
4	24.09.10 01.11.10	N	212	3,4	4,3	0,23	20	10,7
5	02.11.10 25.11.10	C	357	6,3	4,5	0,56	16	3,1
6	26.11.10 09.12.10	N	221	3,3	4,0	0,25	13	10,7
7	01.04.11 07.06.11	S	104	2,1	5,2	0,11	27	44,4
8	08.06.11 08.07.11	N	197	3,5	4,9	0,21	27	15,6
9	09.07.11 04.08.11	C*	303	4,3	5,6	0,38	22	7,6
10	05.08.11 15.08.11	C	405	6,3	4,9	0,66	22	4,0
11	16.08.11 18.08.11	C	313	7,3	3,4	0,91	22	2,9
12	22.08.11 10.10.11	S	75	1,1	4,8	0,08	23	44,9
13	11.10.11 16.11.11	S	77	1,1	3,4	0,10	26	22,6
14	17.11.11 19.01.12	N	157	2,1	3,4	0,23	19	9,1

¹⁰ MP: Messphase; RZ: Reinigungsziel; C: Kohlenstoffelimination; C*: Kohlenstoffelimination mit einem vorgeschalteten anoxischen Becken; N: Stickstoffelimination; S: Stickstoffelimination mit hohem Schlammalter (entsprechend simultaner aerober Schlammstabilisierung); B_{TS,gesamt}: Schlammbelastung bezogen auf CSB und das gesamte Belebungsbeckenvolumen; t_{TS,gesamt}: Schlammalter, bezogen auf das gesamte Belebungsbeckenvolumen und auf 15°C normiert (siehe Kapitel 4.2.3)

In den nachfolgenden Diagrammen werden verschiedene Parameter über die Betriebsdauer der Versuchsanlage dargestellt. Dabei sind die Messphasen (MP) und das jeweilige Reinigungsziel (RZ) unter der X-Achse aufgeführt. Alle dargestellten Werte sind für die jeweilige Messphase gemittelte Werte. Die den Mittelwerten zugrundeliegenden Mess- bzw. Einzelwerte sind im Anhang in Abschnitt 10.2 aufgeführt. Abbildung 16 zeigt die mittlere Trockensubstanzkonzentration TS (g/L) und die mittlere Schlammbelastung $B_{TS,gesamt}$ (kg CSB/(kg TS·d)) bei verschiedenen Messphasen.

Die TS-Konzentration liegt je nach Messphase im Mittel zwischen 3,4 und 5,6 g/L, wobei die Werte über die jeweilige Messphase konstant gehalten werden. Die mittlere Schlammbelastung $B_{TS,gesamt}$ liegt bei den Messphasen zur Kohlenstoffelimination 1, 5, 10 und 11 zwischen 0,56 und 0,91 kg CSB/(kg TS·d) und bei Messphase 9 (C*) durch das vorgeschaltete anoxische Becken bei 0,38 kg CSB/(kg TS·d). In den Messphasen zur Stickstoffelimination 2, 3, 4, 6, 8 und 14 werden für die mittlere Schlammbelastung Werte zwischen 0,19 und 0,28 kg CSB/(kg TS·d) und in den Messphasen zur simultanen aeroben Stabilisierung (S) 7, 12 und 13 Werte zwischen 0,08 und 0,11 kg CSB/(kg TS·d) ermittelt.

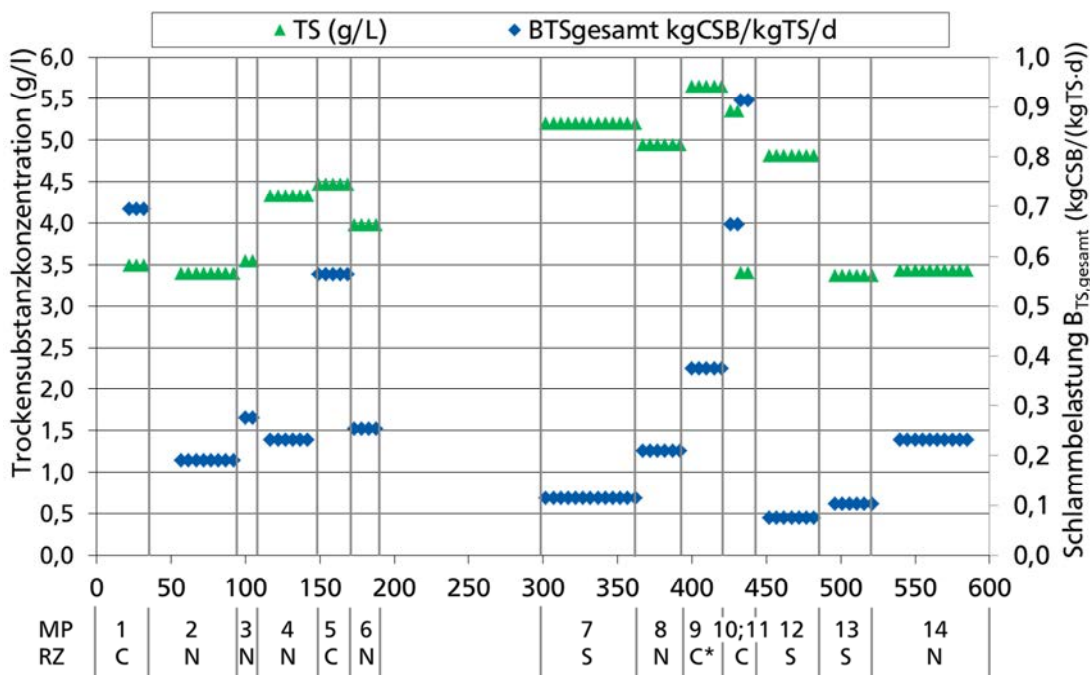


Abbildung 16¹¹: Mittlere Trockensubstanzkonzentration TS (g/L) und mittlere Schlammbelastung $B_{TS,gesamt}$ (kg CSB/(kg TS·d)) dargestellt über die Betriebstage der Versuchsanlage

Nachstehende Abbildung 17 zeigt das mittlere Schlammalter berechnet nach Gleichung 39 bezogen auf das gesamte Belebungsbeckenvolumen sowie nach Gleichung

¹¹ Die den Mittelwerten zugrundeliegenden Mess- bzw. Einzelwerte sind im Anhang in Abschnitt 10.2 aufgeführt.

41 auf die Bezugstemperatur von 15°C normiert. Zudem ist die mittlere Wassertemperatur des Belebungsbeckens dargestellt. Die Wassertemperatur im Belebungsbecken liegt im Mittel zwischen 13 und 27°C. Die hohen Wassertemperaturen kommen u.a. durch den Aufstellungsort der Versuchsanlage in einer Halle zustande.

Aufgrund der unterschiedlichen Wassertemperaturen während der Messphasen muss das Schlammalter zum Vergleich auf eine Bezugstemperatur normiert werden. Hier wird eine Bezugstemperatur von 15°C gewählt (siehe auch Kapitel 4.2.3). Abbildung 17 zeigt den Unterschied zwischen dem Schlammalter mit und ohne Temperaturkorrektur. Je nach Wassertemperatur wirkt sich die Temperaturkorrektur unterschiedlich stark aus. Hervorzuheben sind die Messphasen 7 und 12: ohne Temperaturkorrektur liegt das Schlammalter bei Werten von 20 bzw. 25 Tagen, mit Temperaturkorrektur allerdings bei 44 bzw. 45 Tagen.

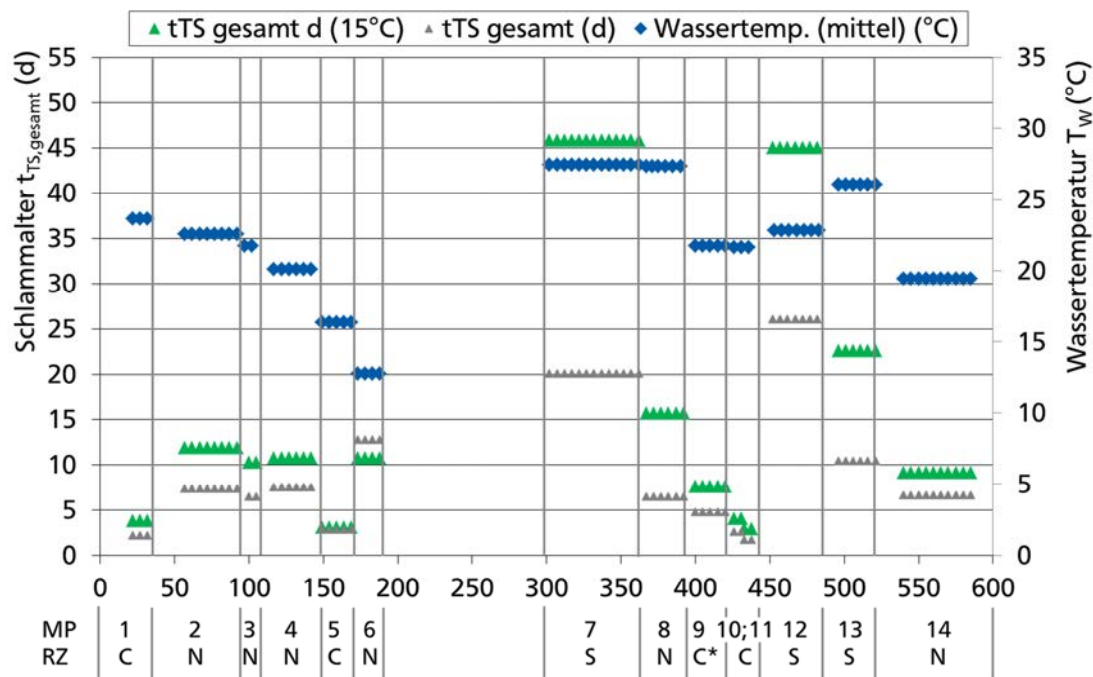


Abbildung 17¹²: Mittleres Schlammalter $t_{TS,gesamt}$ und $t_{TS,gesamt,15^\circ C}$ (d) und mittlere Wassertemperatur im Belebungsbecken T_w (°C) dargestellt über die Betriebstage der Versuchsanlage

Das auf 15°C normierte mittlere Schlammalter liegt bei den Messphasen zur Kohlenstoffelimination 1, 5, 9, 10 und 11 zwischen 2,9 d und 5,6 d. Bei den Messphasen zur Stickstoffelimination 2, 3, 4, 6, 8 und 14 wird das mittlere Schlammalter mit Werten zwischen 9,1 d und 15 d sowie bei den Messphasen zur simultanen aeroben Stabilisierung (S) 7, 12 und 13 mit Werten zwischen 22,6 d und 45 d ermittelt.

¹² Die den Mittelwerten zugrundeliegenden Mess- bzw. Einzelwerte sind im Anhang in Abschnitt 10.2 aufgeführt.

4.3.2 Beschreibung der Reinigungsleistung

Die Reinigungsleistung während der Messphasen wird nachfolgend für die Parameter CSB, N_{ges} und $\text{NH}_4\text{-N}$ als Zu- und Abauffrachten in kg/d beschrieben. Da die Versuchsanlage in den verschiedenen Messphasen mit unterschiedlichen Zulaufvolumenströmen betrieben wird, verdeutlicht die Darstellung der Frachten (und nicht der Konzentrationen) die unterschiedliche Belastung der Versuchsanlage während der Messphasen. Die Zu- und Abauffrachten sind als Mittelwerte über die Messphasen dargestellt. Die den Mittelwerten zugrundeliegenden Messwerte sind im Anhang in Abschnitt 10.3 aufgeführt. Des Weiteren ist in den Diagrammen die Abbauleistung in % angegeben. Bei den Messphasen 1 bis 6 wurden zur Analytik aus dem Zu- und Ablauf Stichproben entnommen und ab Messphase 7 die Probenahme auf 24-h-Mischproben umgestellt. Dies begründet die gleichmäßigeren Ablaufwerte ab Messphase 7.

In den Messphasen mit höheren Zulauffrachten, v.a. in den Messphasen mit dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination, sind die Abbauleistungen niedriger als in den Messphasen mit geringeren Zulauffrachten. Dies zeigt sich in Abbildung 18 bezogen auf den CSB sowie in Abbildung 19 und Abbildung 20 bezogen auf N_{ges} bzw. $\text{NH}_4\text{-N}$.

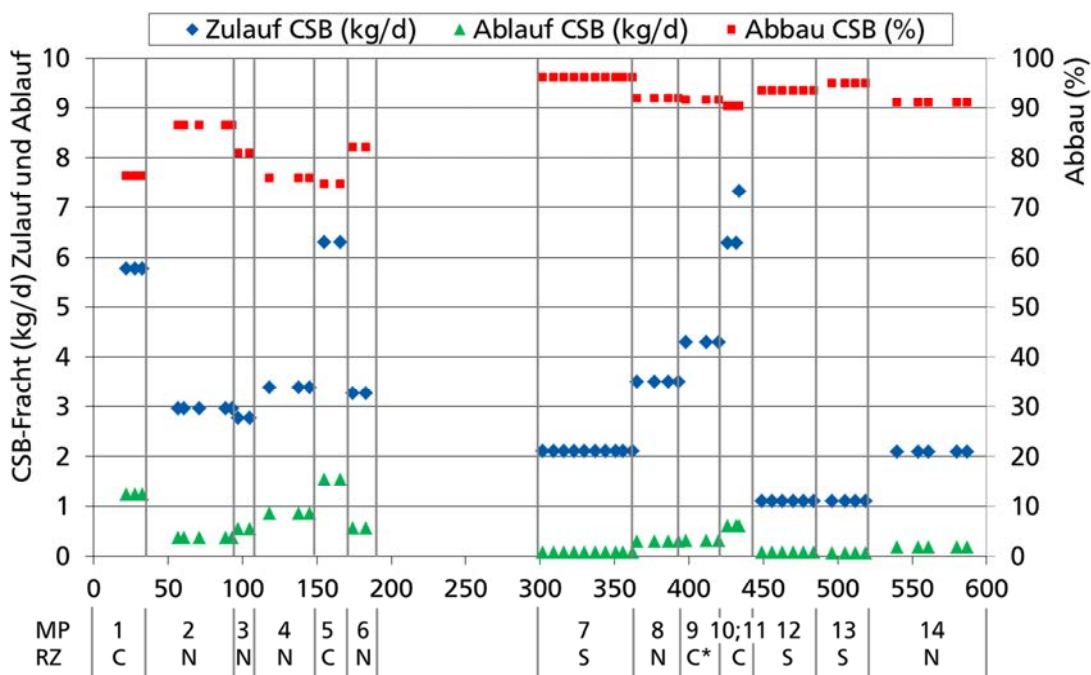


Abbildung 18¹³: Reinigungsleistung der Versuchsanlage, dargestellt als mittlere CSB-Fracht in kg/d und als mittlerer Abbau in % über die Betriebstage

Die CSB-Abbauleistung der Versuchsanlage liegt bei den Messphasen 1 bis 6 zwischen 75 und 88 %, bei den Messphasen 7 bis 14 je nach Reinigungsziel zwischen 90 und 96 %. Abbildung 19 und Abbildung 20 zeigen anhand der Abbauleistungen für die

¹³ Die den Mittelwerten zugrundeliegenden Messwerte sind im Anhang in Abschnitt 10.3 aufgeführt.

Parameter N_{ges} und NH_4-N , dass Nitrifikationsvorgänge in den Messphasen zur Kohlenstoffelimination nicht stattgefunden haben.

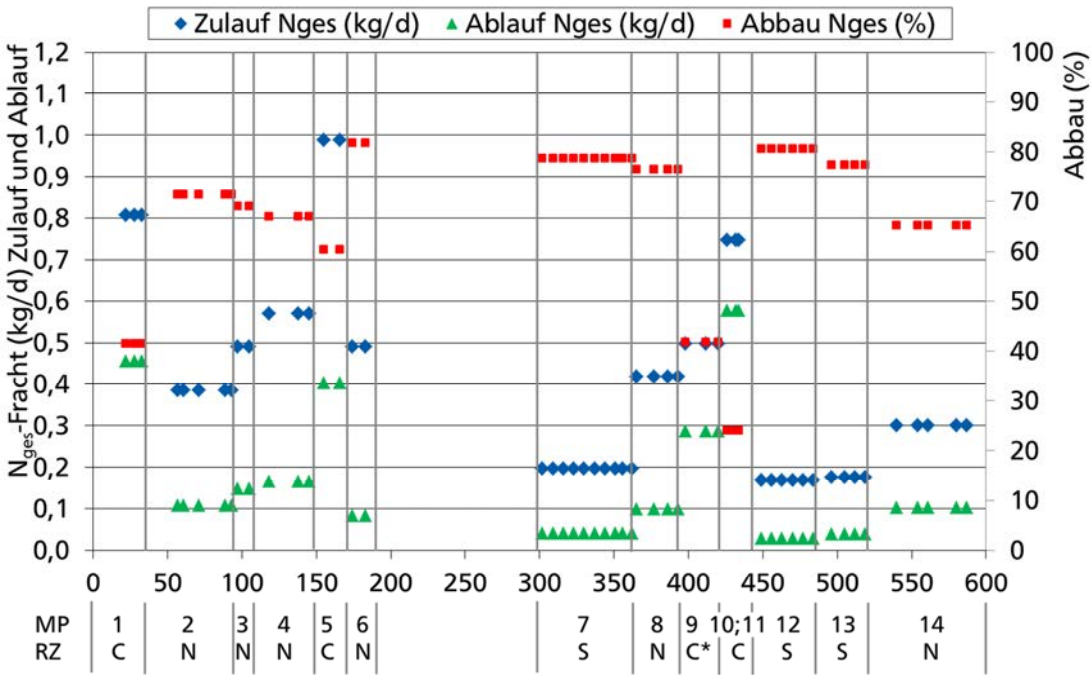


Abbildung 19¹⁴: Reinigungsleistung der Versuchsanlage, dargestellt als mittlere N_{ges} -Fracht in kg/d und als mittlerer Abbau in % über die Betriebstage

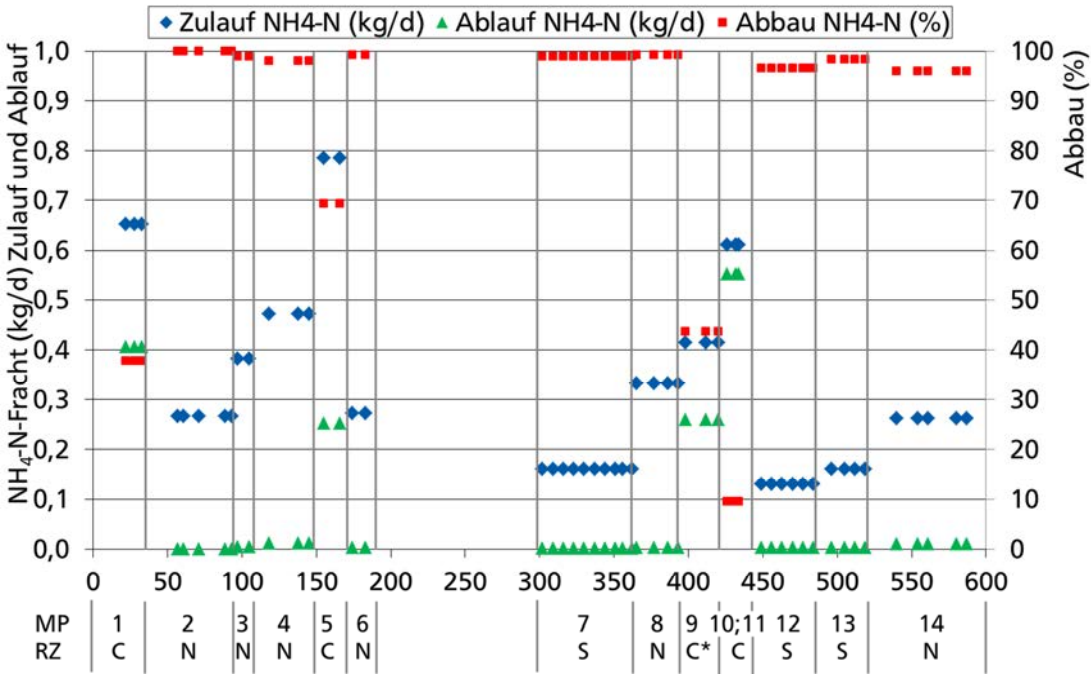


Abbildung 20¹⁵: Reinigungsleistung der Versuchsanlage, dargestellt als mittlere NH_4-N -Fracht in kg/d und als mittlerer Abbau in % über die Betriebstage

¹⁴ Die den Mittelwerten zugrundeliegenden Messwerte sind im Anhang in Abschnitt 10.3 aufgeführt.

¹⁵ Die den Mittelwerten zugrundeliegenden Messwerte sind im Anhang in Abschnitt 10.3 aufgeführt.

Die geringere Abbauleistung für N_{ges} mit Werten zwischen 65 und 82 % bei den Messphasen mit Stickstoffelimination lässt sich auf eine nicht optimale betriebene Denitrifikation zurückführen. Die Luftzufuhr und somit die Sauerstoffkonzentration im Nitrifikationsbecken kann z.T. nicht so niedrig wie erforderlich eingestellt werden, sodass es über die Rezirkulation zu einer Sauerstoffverschleppung aus der Nitrifikation in die Denitrifikation kommt. Bei geringer Schlammbelastung (resp. hohem Schlammalter) liegt der Sauerstoffgehalt in der Nitrifikation teilweise zwischen 3 und 5 mg/L. Da das aerobe Belebungsbecken ohne Rührwerk ausgestattet ist, kann die Gebläseleistung aufgrund der dann nicht ausreichenden Durchmischung nicht weiter reduziert werden.

Die Ammonium-Abbauleistung liegt bei den Messphasen zum Kohlenstoffabbau zwischen 10 und 44 % und bei den Messphasen zur Stickstoffelimination immer größer 96 %, was hier auf eine gut funktionierende Nitrifikation schließen lässt.

4.4 Messungen zur Bestimmung der Sauerstoffzufuhr

Die Sauerstoffzufuhrmessungen werden mit dem Ziel durchgeführt, α -Werte in Abhängigkeit unterschiedlicher Schlammalter bzw. Schlammbelastungen zu ermitteln. Die für die Ermittlung von α -Werten notwendigen gleichen Bedingungen während der Sauerstoffzufuhrmessungen in Reinwasser und in Belebtschlamm (gleicher Wasserstand, gleiche Einblastiefe, gleiche Belüftungseinrichtung und gleiche Belüftungintensität) sind durch die beschriebene Versuchsanlage gegeben (siehe Kapitel 4.1).

Die Messungen der Sauerstoffzufuhr werden sowohl in Reinwasser als auch in Belebtschlamm mit der Desorptionsmethode nach dem DWA-Merkblatt 209 (2007) durchgeführt. Bei Desorptionsmessungen wird die Sauerstoffzufuhr aus der Abnahme des zuvor künstlich erhöhten Sauerstoffgehalts bestimmt. Die künstliche Erhöhung des Sauerstoffgehalts wird in Reinwasser und in Belebtschlamm durch Begasen mit Reinsauerstoff durchgeführt. Abbildung 21 zeigt beispielhaft die Abnahme der Sauerstoffkonzentration für eine Reinwassermessung und eine Messung in Belebtschlamm.

Die Änderung des Sauerstoffgehalts wird über die Zeit mit einem Messintervall von 5 Sekunden über i.d.R. 3 Sauerstoffelektroden (Oxel, iRAS automation) aufgezeichnet und aus der Abnahme der Sauerstoffkonzentration der Belüftungskoeffizient k_{LaT} in Reinwasser (bzw. αk_{LaT} in Belebtschlamm) mittels nichtlinearer Regression ermittelt. Die Auswertung und Berechnung des Belüftungskoeffizienten erfolgt mit dem Programm OCAW (Ingenieurbüro Fröse und Olderdissen).

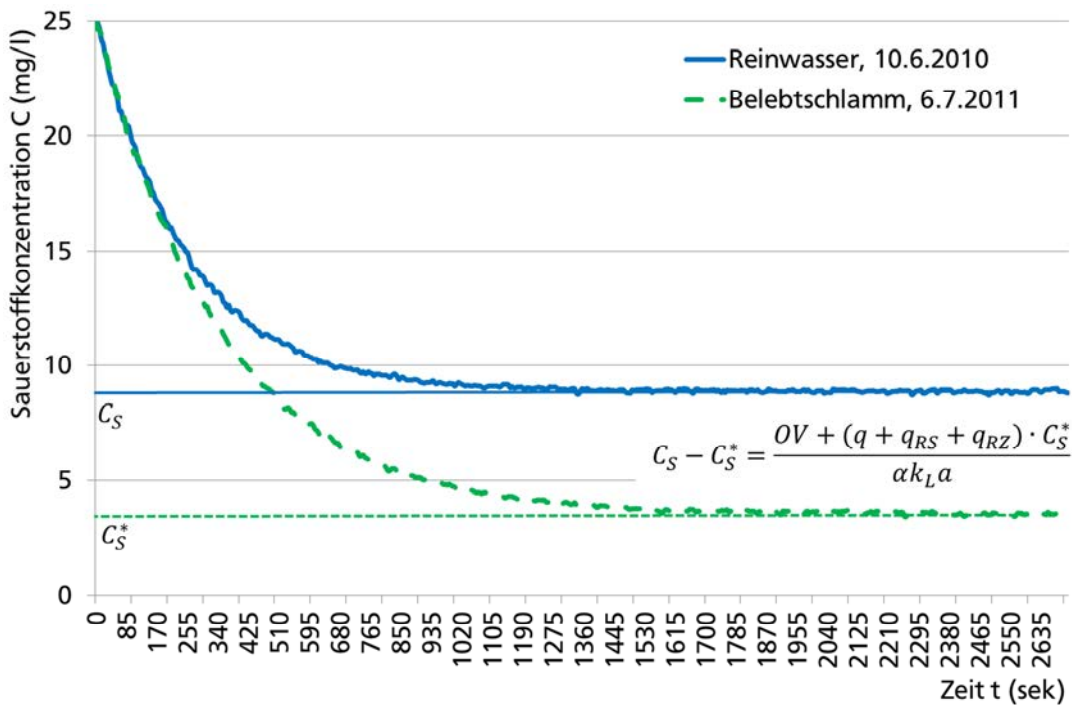


Abbildung 21: Beispiel der Abnahme der Sauerstoffkonzentration bei Sauerstoffzufuhrmessungen in Reinwasser und in Belebtschlamm nach der Desorptionsmethode bei einem Luftvolumenstrom von $2,5 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$

Sauerstoffzufuhrmessungen können nach DWA-M 209 (2007) mit und ohne Durchfluss durchgeführt werden, wobei angegeben wird, dass die Messungen ohne Durchfluss höhere α -Werte ergeben. Im Rahmen dieser Arbeit werden die Sauerstoffzufuhrmessungen mit Durchfluss nur an Trockenwettertagen durchgeführt, um die tatsächlich im Betrieb vorliegenden α -Werte zu ermitteln und Verdünnungseffekte durch Regenwasser ausschließen zu können. Mit Durchfluss bedeutet, dass Abwasserzulauf, Rücklaufschlamm und Rezirkulation in Betrieb sind. Am Ende einiger Messphasen werden zum Vergleich Sauerstoffzufuhrmessungen ohne Durchflussbetrieb durchgeführt. Hierfür werden ca. 15 h vor der Messung alle Zuflüsse zum belüfteten Becken abgeschaltet und der Belebtschlamm belüftet. In diesem dann ausgezehrten Belebtschlamm werden ebenfalls Sauerstoffzufuhrmessungen durchgeführt und α -Werte ermittelt.

Die Änderung der Sauerstoffkonzentration während der Desorptionsmessungen in Belebtschlamm folgt in Anlehnung an Kayser und Dernbach (1980)¹⁶ nachstehender Gleichung:

$$\text{Gleichung 50:} \quad -\frac{dC_t}{dt} = \alpha k_L a \cdot (C_t - C'_S) + OV + (q_{ZU} + q_{RS} + q_{RZ}) \cdot C_t$$

¹⁶ Kayser und Dernbach (1980) geben diese Gleichungen für die Absorptionsmethode an. Die Gleichungen hier beziehen sich auf die Desorptionsmethode.

C_t	Sauerstoffkonzentration zum Zeitpunkt t (mg/L)
C'_S	Sauerstoffsättigungskonzentration unter Betriebsbedingungen (mg/L)
OV	Sauerstoffverbrauch (mg/(l·h))
q_{ZU}	Abwasser-Raumbeschickung ($q_{ZU} = Q/V$) ($m^3/(m^3 \cdot h)$; 1/h)
q_{RS}	Rücklaufschlamm-Raumbeschickung ($m^3/(m^3 \cdot h)$; 1/h)
q_{RZ}	Rezirkulation-Raumbeschickung ($m^3/(m^3 \cdot h)$; 1/h)

Im Vergleich zu den Versuchen in Reinwasser müsste bei Sauerstoffzufuhrmessungen in Belebtschlamm der Sauerstoffverbrauch und der Durchfluss berücksichtigt werden. Dies ist nach Gleichung 50 allerdings nicht möglich, da nach Kayser und Dernbach (1980) der Sättigungswert unter Betriebsbedingungen C'_S nicht bestimmbar ist. Bei Messungen unter Betriebsbedingungen müssen folgende Voraussetzungen eingehalten werden: Sowohl der Sauerstoffverbrauch als auch die Abwasser-, Rücklaufschlamm- und Rezirkulation-Raumbeschickung müssen konstant sein¹⁷.

Bei Einhaltung dieser Voraussetzungen stellt sich ein konstanter Sauerstoffgehalt, die scheinbare Sauerstoffsättigungskonzentration C_S^* ein. Bei Erreichen dieser scheinbaren Sauerstoffsättigungskonzentration ist die Änderung des Sauerstoffgehalts gleich Null ($dC_t/dt = 0$, $C_t = C_S^*$) und es gilt:

$$\text{Gleichung 51 : } OV = \alpha k_L a \cdot (C'_S - C_S^*) - (q_{ZU} + q_{RS} + q_{RZ}) \cdot C_S^*$$

C_S^* scheinbare Sauerstoffsättigungskonzentration unter Betriebsbedingungen (mg/L)

Aus Gleichung 51 und Gleichung 50 ergibt sich folgende Gleichung 52 (siehe auch Anhang, Kapitel 10.4):

$$\text{Gleichung 52: } -\frac{dC_t}{dt} = (\alpha k_L a + q + q_{RS} + q_{RZ}) \cdot (C_t - C_S^*)$$

Da die Abwasser-, Rücklaufschlamm- und Rezirkulation-Raumbeschickungen konstant sein müssen, kann nach Kayser und Dernbach (1980) ein scheinbarer Belüftungskoeffizient eingeführt werden:

$$\text{Gleichung 53: } \alpha k_L a^* = \alpha k_L a + q_{ZU} + q_{RS} + q_{RZ}$$

¹⁷ Vor und nach jeder Sauerstoffzufuhrmessung wird die Sauerstoffverbrauchsrate zur Kontrolle der konstanten Atmung entsprechend DIN 38414 S 6 (1986) (siehe Kapitel 4.2.2) bestimmt. Die Abwasser-, Rücklaufschlamm- und Rezirkulation-Raumbeschickung ist während der Sauerstoffzufuhrmessungen in Belebtschlamm immer konstant.

Der gemessene scheinbare Belüftungskoeffizient $\alpha k_L a^*$ ist bei Desorptionsmessungen mit Durchfluss größer als der eigentliche $\alpha k_L a$, wenn infolge des Durchflussbetriebes Abwasser oder Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch mit einer Sauerstoffkonzentration von $C = 0 \text{ mg/L}$ (Abwasserzufluss bzw. Ablauf aus der anoxischen Stufe, Rücklaufschlamm und Rezirkulation) in das belüftete Becken fließt und dort die Abnahme der Sauerstoffkonzentration beschleunigt. Der eigentliche Belüftungskoeffizient berechnet sich somit über folgende Gleichung:

$$\text{Gleichung 54: } \alpha k_L a = \alpha k_L a^* - (q_{ZU} + q_{RS} + q_{RZ})$$

Da die Summe der Zuflüsse ($q = q_{ZU} + q_{RS} + q_{RZ}$) während der Sauerstoffzufuhrmessungen dieser Arbeit im Mittel bei 3 % des Belüftungskoeffizienten (siehe Anhang, Kapitel 10.5, Tabelle 20) und damit im Rahmen der Messtoleranz liegt, wird diese hier nicht berücksichtigt und der Belüftungskoeffizient $\alpha k_L a$ gleich dem scheinbaren Belüftungskoeffizienten $\alpha k_L a^*$ gesetzt:

$$\text{Gleichung 55: } \alpha k_L a = \alpha k_L a^*$$

Gleichung 52 vereinfacht sich somit zu folgendem Zusammenhang:

$$\text{Gleichung 56: } -\frac{dC_t}{dt} = \alpha k_L a \cdot (C_t - C_S^*)$$

Gleichung 56 entspricht damit folgender Gleichung 57 für Reinwasserversuche.

$$\text{Gleichung 57: } -\frac{dC_t}{dt} = k_L a \cdot (C_t - C_S)$$

Sauerstoffzufuhrmessungen unter Betriebsbedingungen und mit Durchfluss können daher in dieser Arbeit wie Reinwassermessungen ohne Durchfluss durchgeführt und mittels nichtlinearer Regression ausgewertet werden.

In Reinwasser und in Belebtschlamm werden an jedem Messtag mindestens drei Sauerstoffzufuhrmessungen mit unterschiedlichen Luftvolumenströmen durchgeführt. Die Luftvolumenströme werden mit $Q_{L,N}$ von $4 \text{ m}^3/\text{h}$, $6 \text{ m}^3/\text{h}$ und $8 \text{ m}^3/\text{h}$ (bzw. $q_{L,N}$: $1,7 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$; $2,5 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ und $3,4 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$) für den üblichen Anlagenbetrieb¹⁸ repräsentativ gewählt. Die Luftvolumenströme werden bei der Messung näherungsweise auf den Soll-Luftvolumenstrom eingestellt, über einen thermischen Strömungssensor (TA10, Höntzsch GmbH) gemessen und anschließend auf Normbedingungen (0°C , $1013,25 \text{ hPa}$) umgerechnet.

¹⁸ Die Versuchsanlage wurde im normalen Anlagenbetrieb mit Luftvolumenströmen zwischen $1 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ und $4 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ beaufschlagt.

Für jeden Luftvolumenstrom wird ein k_{LaT} -Wert (bzw. αk_{LaT} -Wert) ermittelt. Die Belüftungskoeffizienten, gemessen bei der Wassertemperatur T , werden über nachstehende Gleichung 58 mit $\theta = 1,024$ auf die Standardtemperatur von 20°C umgerechnet.

$$\text{Gleichung 58: } (\alpha)k_{La20} = (\alpha)k_{LaT} \cdot \theta^{(20-T)}$$

4.5 Ermittlung von α -Werten

Folgende Abbildung 22 zeigt beispielhaft k_{La20} -Werte einer Reinwassermessung und αk_{La20} -Werte einer Belebtschlammmessung in Abhängigkeit des Luftvolumenstroms und sowie die prinzipielle Ermittlung der α -Werte.

Die Luftvolumenströme während der Sauerstoffzufuhrmessungen können aufgrund sich ändernder Verhältnisse von Umgebungsdruck, Temperatur oder Luftfeuchte nicht auf einen exakten Normluftvolumenstrom eingestellt werden. Aus diesem Grund wird über die Wertepaare k_{La20} (bzw. αk_{La20}) und dem entsprechenden Luftvolumenstrom eine lineare Regression gebildet und über diese für die exakten Luftvolumenströme von $4 \text{ m}^3/\text{h}$, $6 \text{ m}^3/\text{h}$ und $8 \text{ m}^3/\text{h}$ bzw. $1,7 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$; $2,5 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ und $3,4 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ die k_{La20} -Werte (bzw. αk_{La20} -Werte) berechnet. Die Werte der gemessenen Belüftungskoeffizienten $k_{LaT, \text{mittel}}$ und $\alpha k_{LaT, \text{mittel}}$ sowie die temperaturkorrigierten Belüftungskoeffizienten k_{La20} und αk_{La20} sind für die einzelnen Sauerstoffzufuhrmessungen in den jeweiligen Messphasen im Anhang (Kapitel 10.5, Tabelle 20) aufgeführt. Über folgende Gleichung 59 und Gleichung 60 werden für jeden Luftvolumenstrom die zugehörigen α -Werte (α_i) und über diese ein mittlerer α -Wert berechnet.

$$\text{Gleichung 59: } \alpha_i = \frac{\alpha k_{La20,i}}{k_{La20,i}}$$

$$\text{Gleichung 60: } \alpha = \frac{\sum \alpha_i}{\sum i}$$

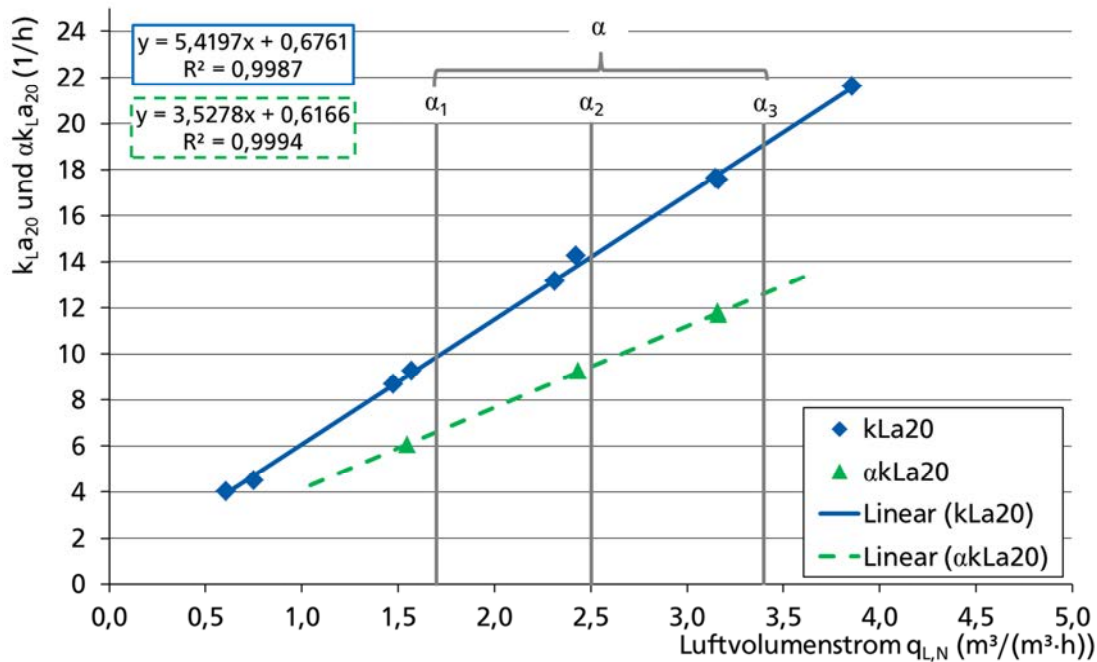


Abbildung 22: Beispielhafte Darstellung der $k_L a_{20}$ -Werte einer Reinwassermessung und der $\alpha k_L a_{20}$ -Werte einer Messung in Belebtschlamm

Die Messungen werden in der Reihenfolge der Luftvolumenströme von 8, 4, 6 m^3/h durchgeführt und anschließend i.d.R. die erste Messung mit 8 m^3/h wiederholt. Durch diese Vorgehensweise kann sichergestellt werden, dass sich das Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch durch einen sich geänderten Zulauf über die Dauer der Messungen nicht auf die Sauerstoffzufuhrmessungen auswirkt. Durch das Ausgleichsbecken vor dem Belebungsbecken kann der Zulauf weitestgehend vergleichmäßig werden. Zudem werden zu Beginn und am Ende einer Sauerstoffzufuhrmessung in Belebtschlamm die Sauerstoffverbrauchsrate bestimmt.

Während der Untersuchungen im Zeitraum von Juni 2010 bis Januar 2012 wurden vier Sauerstoffzufuhrmessungen in Reinwasser durchgeführt, um bei der Ermittlung der α -Werte in der Versuchsanlage die Alterung des Belüftungselementes berücksichtigen zu können. Dafür wurde das belüftete Becken komplett gereinigt und mit Leitungswasser gefüllt. Das Belüftungselement wurde weder während des Versuchsanlagenbetriebes noch vor den Reinwassermessungen gereinigt. Es wurden auch keinerlei Maßnahmen zur Reinigung bzw. zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit während des Betriebes durchgeführt, wie sie beispielsweise von Looock (2009) für Großanlagen empfohlen werden.

Nachfolgende Abbildung 23 zeigt die Abnahme der Leistungsfähigkeit des Belüftungselementes beispielhaft dargestellt als $k_L a_{20}$ -Wert für die mittlere Luftbeaufschlagung von 2,5 $\text{m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$.

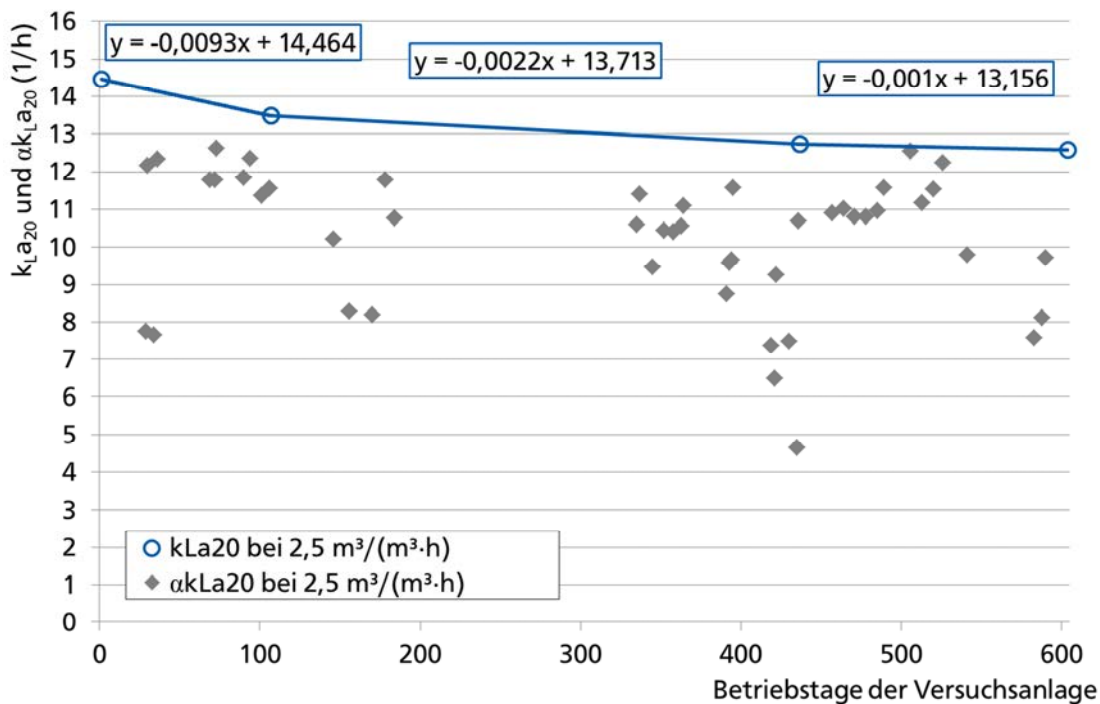


Abbildung 23: Abnahme der Leistungsfähigkeit des Belüftungselements (dargestellt als k_{La20} -Werte) und αk_{La20} -Werte beispielhaft für eine Luftbeaufschlagung von $2,5 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$

Zwischen den 4 Messpunkten wird linear interpoliert, um zu jeder Sauerstoffzufuhrmessung unter Betriebsbedingungen einen Reinwasserwert ermitteln zu können. Dies wird gleichfalls für die k_{La20} -Werte bei den Luftvolumenströmen $1,7 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ und $3,4 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ durchgeführt. Die entsprechenden Diagramme für die Luftvolumenströme $1,7$ und $3,4 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ sowie die Werte der jeweiligen Belüftungskoeffizienten k_{La20} und αk_{La20} sind im Anhang in Kapitel 10.5 dargestellt. Die α -Werte werden entsprechend der beschriebenen Vorgehensweise (Abbildung 22) ermittelt und sind ebenfalls im Anhang in Kapitel 10.5 in Tabelle 21 bis Tabelle 23 aufgeführt.

Der in der Versuchsanlage installierte Tellerbelüfter hat über die Versuchsdauer von 20 Monaten ohne Reinigungsmaßnahmen um ca. 13 % an Leistung verloren. Um α -Werte ausschließlich auf den Einfluss des Abwasser-Belebtschlamm-Gemisches beziehen zu können, muss bei der Ermittlung von α -Werten der Einfluss der Alterung des Belüftungselementes berücksichtigt werden.

Die in der Versuchsanlage durchgeführten Messungen können auf großtechnische Anlagen übertragen werden. Dies zeigt zum einen die Sauerstoffausnutzung SSOTE in Reinwasser, der mittlere Wert für SSOTE liegt mit 7 %/m in einem für großtechnische Anlagen typischen Bereich. Zudem sind die Belegungsdichte mit rund 10 % sowie die spezifische Luftbeaufschlagung (1 bis $4 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$) großtechnischen Anlagen entspre-

chend. Der Wasserstand von 3 m kann ebenfalls als großtechnisch übertragbar bezeichnet werden. Hierzu gibt es Untersuchungen (siehe Kapitel 2.6.2.4) die zeigen, dass sich ab einer Einblastiefe von etwa 3 m die ermittelten α -Werte nicht mehr höhenabhängig ändern.

Die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Abhängigkeiten der Sauerstoffzufuhr und der α -Werte von verschiedenen abwassertechnischen Parametern werden im folgenden Kapitel 5 dargestellt und diskutiert.

5 Ermittelte Abhängigkeiten des α -Wertes von abwassertechnischen Parametern

In diesem Kapitel werden die in der Versuchsanlage ermittelten α -Werte in Abhängigkeit folgender abwassertechnischer Parameter dargestellt.

- Trockensubstanzkonzentration TS
- Hydrostatisches Flockenvolumen HFV
- organische Trockensubstanzkonzentration oTS
- Schlammalter t_{TS}
- Raumbelastung B_R
- Schlammbelastung B_{TS}
- organische Schlammbelastung B_{oTS}
- spezifische organische Schlammbelastung $B_{oTS, spez.}$

Wie in Kapitel 4.4 beschrieben, werden im Rahmen dieser Arbeit Sauerstoffzufuhrmessungen mit Durchfluss durchgeführt, um die tatsächlich im Betrieb vorliegenden α -Werte zu ermitteln. Mit Durchfluss bedeutet, dass Abwasserzulauf, Rücklaufschlamm und Rezirkulation während der Messungen in Betrieb sind. Am Ende einiger Messphasen werden zum Vergleich Sauerstoffzufuhrmessungen ohne Durchflussbetrieb durchgeführt. Hierfür werden ca. 15 h vor der Messung alle Zuflüsse zum belüfteten Becken abgeschaltet und der Belebtschlamm belüftet. In diesem dann ausgezehrten Belebtschlamm werden ebenfalls Sauerstoffzufuhrmessungen durchgeführt und α -Werte ermittelt.

Die im Durchflussbetrieb ermittelten α -Werte werden allen oben aufgeführten abwassertechnischen Parameter gegenübergestellt. Die ohne Durchflussbetrieb ermittelten α -Werte werden lediglich in Abhängigkeit der TS- und der oTS-Konzentration sowie des Hydrostatischen Flockenvolumens dargestellt, da für diese α -Werte Schlammalter bzw. Schlammbelastung nicht ermittelt werden können.

5.1 α -Werte in Abhängigkeit der Trockensubstanzkonzentration

Die Literaturübersicht (vgl. Kapitel 2.6.2.1) zeigt mit steigender TS-Konzentration tendenziell niedrigere α -Werte. Nachstehende Abbildung 24 und Abbildung 25 stellen die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten α -Werte im Vergleich mit den Literaturwerten aus Abbildung 9 und Abbildung 10 dar.

Die eigenen Werte gliedern sich grundlegend in die Literaturwerte ein, weisen allerdings für den untersuchten TS-Bereich eine große Spanne von 0,37 bis 0,98 auf.

Abbildung 24 und Abbildung 25 zeigen deutlich, dass neben der TS-Konzentration weitere Einflüsse auf den α -Wert wirken müssen.

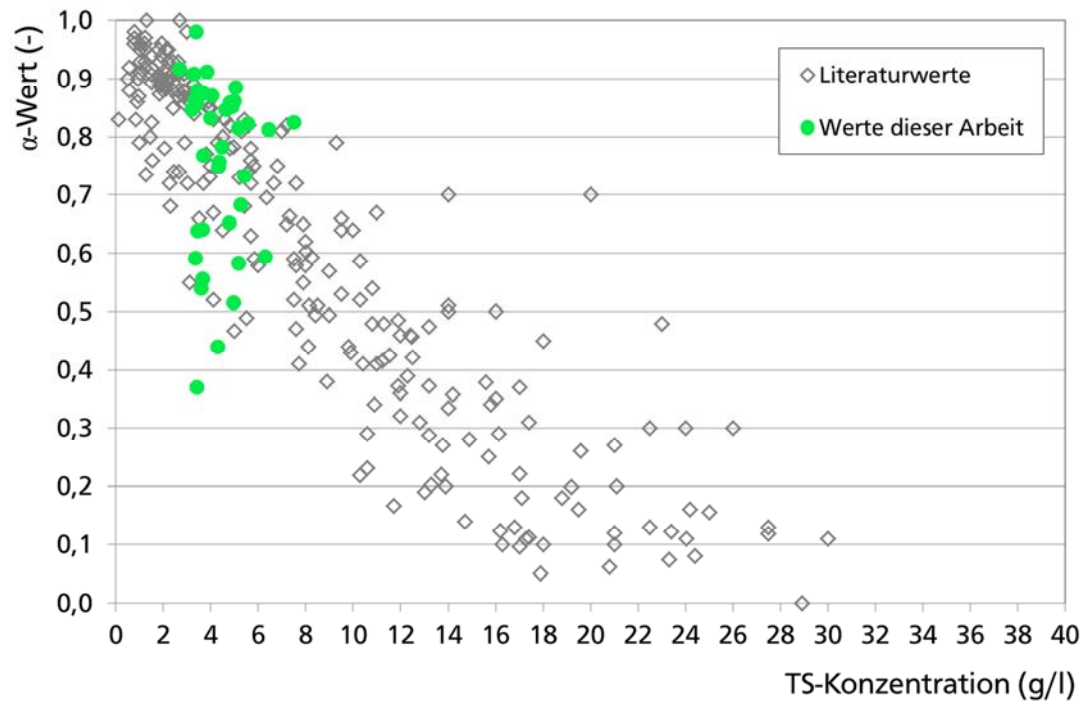


Abbildung 24: α -Werte in Abhängigkeit von der TS-Konzentration (eigene Werte im Vergleich mit Literaturwerten aus Abbildung 9)

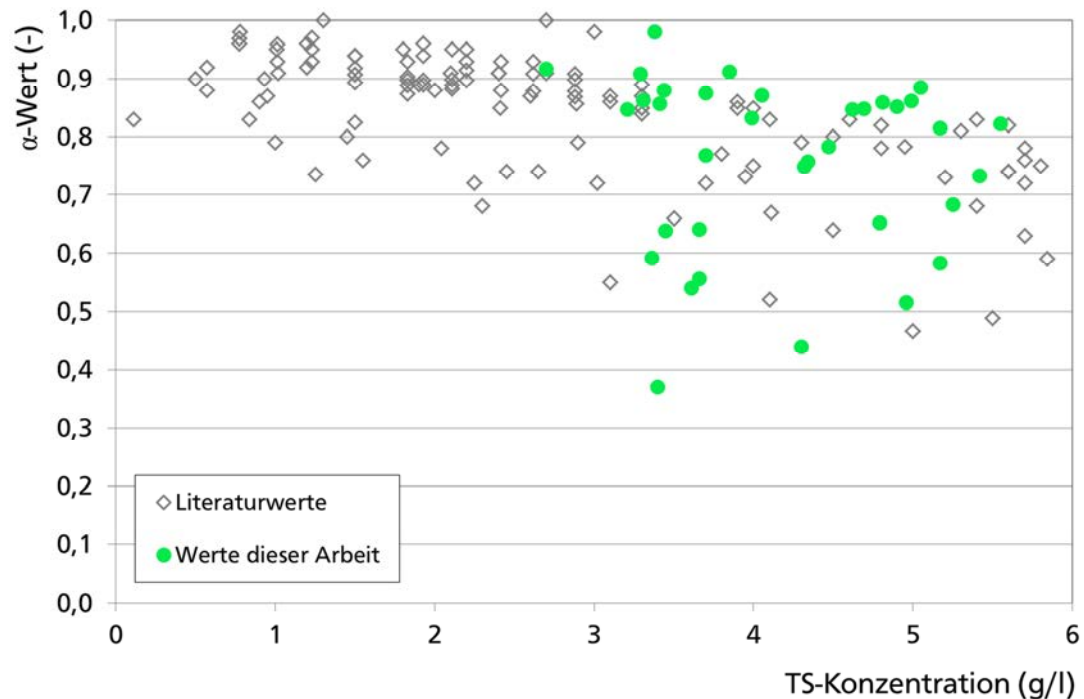


Abbildung 25: α -Werte in Abhängigkeit von der TS-Konzentration (eigene Werte im Vergleich mit Literaturwerten aus Abbildung 10 in einem für konventionelle Belebungsanlagen üblichen TS-Bereich)

Zur besseren Übersicht der nachfolgenden Diagramme sind die verwendeten Abkürzungen für das jeweilige Reinigungsziel und die Messmethode mit bzw. ohne Durchfluss in Tabelle 5 erläutert.

Tabelle 5: Abkürzungen für Reinigungsziel und Messmethode

Abkürzung	Erläuterung
C (mD)	Kohlenstoffelimination mit Durchflussbetrieb
C (oD)	Kohlenstoffelimination ohne Durchflussbetrieb
N (mD)	Stickstoffelimination mit Durchflussbetrieb
N (oD)	Stickstoffelimination ohne Durchflussbetrieb
S (mD)	simultane aerobe Stabilisierung mit Durchflussbetrieb
S (oD)	simultane aerobe Stabilisierung ohne Durchflussbetrieb

In Abbildung 26 sind die eigenen Werte differenziert dargestellt, zum einen unterschieden nach dem Reinigungsziel Kohlenstoffelimination (C), Nährstoffelimination (N) und simultane aerobe Stabilisierung (S), zum anderen eingeteilt nach der Messmethode mit und ohne Durchfluss (mD bzw. oD¹⁹).

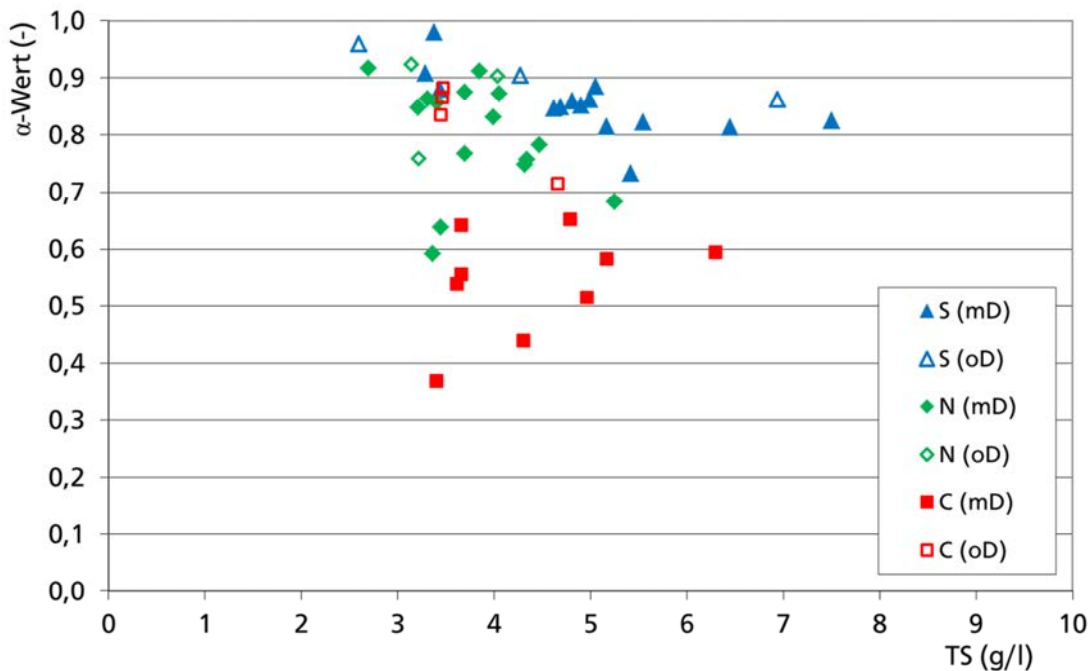


Abbildung 26: α -Werte in Abhängigkeit der TS-Konzentration

¹⁹ mit Durchfluss (mD): die Messungen wurden im Durchflussbetrieb durchgeführt, Abwasserzulauf, Rücklaufschlamm und Rezirkulation waren in Betrieb; ohne Durchfluss (oD): vor der Messung wurden alle Zuflüsse zum belüfteten Becken für ca. 15 h abgeschaltet und der Belebtschlamm belüftet.

Abbildung 26 zeigt, dass mit einem höheren Reinigungsziel größere α -Werte ermittelt werden. Die Messungen ohne Durchflussbetrieb liefern ebenfalls höhere α -Werte. Betrachtet man nur die α -Werte, ermittelt bei Nährstoffelimination (N) und bei simultaner aerober Stabilisierung (S), erkennt man tendenziell mit steigender TS-Konzentration niedrigere α -Werte.

Im Vergleich zur Abhängigkeit der α -Werte von der TS-Konzentration beschreibt Henkel (2010) eine wesentlich bessere Korrelation der α -Werte mit der organischen TS-Konzentration (oTS). Henkel (2010) begründet im Gegensatz zu mehreren anderen Autoren (vgl. Kapitel 2.6.2.1) die Abhängigkeit des α -Wertes von der (organischen) Trockensubstanz nicht mit der Viskosität, sondern gibt als maßgebenden Parameter den freien Wasseranteil bzw. das Flockenvolumen an, welches wiederum wesentlich besser mit der oTS-Konzentration korreliert als mit der TS-Konzentration.

Abbildung 27 zeigt die in der Versuchsanlage ermittelten α -Werte in Abhängigkeit des hydrostatischen Flockenvolumens. Neben den ermittelten α -Werten ist in Abbildung 27 auch die von Henkel (2010) für Belebtschlämme mit einem hohen Schlammalter > 25 d hergeleitete lineare Regression dargestellt. Es zeigt sich, dass die α -Werte gemessen bei Nährstoffelimination (N) und simultaner aerober Stabilisierung (S) relativ gut dieser Regression folgen, ebenso wie die Werte ermittelt bei Kohlenstoffelimination ohne Durchfluss (C (oD)). Die α -Werte gemessen bei Kohlenstoffelimination mit Durchflussbetrieb (C (mD)) weichen von dieser Regression stark ab.

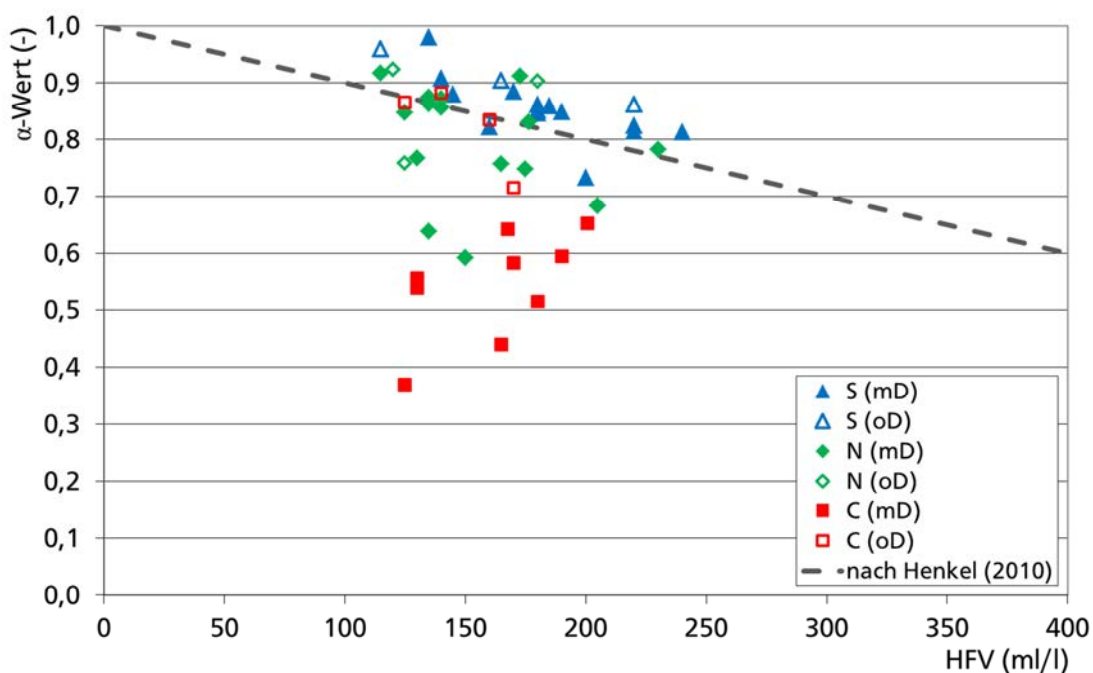


Abbildung 27: α -Werte in Abhängigkeit des hydrostatischen Flockenvolumens

Folgende Abbildung 28 zeigt die in der Versuchsanlage ermittelten α -Werte in Abhängigkeit der organischen Trockensubstanzkonzentration. Auch hier ist eine von Henkel (2010) abgeleitete lineare Regression für Belebtschlämme mit hohem Schlammalter > 25 d, ermittelt in Membranbioreaktoren, dargestellt. Die α -Werte zeigen das gleiche Verhalten, wie in Abhängigkeit des hydrostatischen Flockenvolumens: die α -Werte, gemessen bei Nährstoffelimination (N) und simultaner aerober Stabilisierung (S) sowie Kohlenstoffelimination ohne Durchfluss, folgen der Regression nach Henkel (2010) relativ gut, die α -Werte, gemessen bei Kohlenstoffelimination mit Durchfluss, weichen stark ab. Es ist zu erkennen, dass das Reinigungsziel einen signifikanten Einfluss auf den α -Wert besitzt.

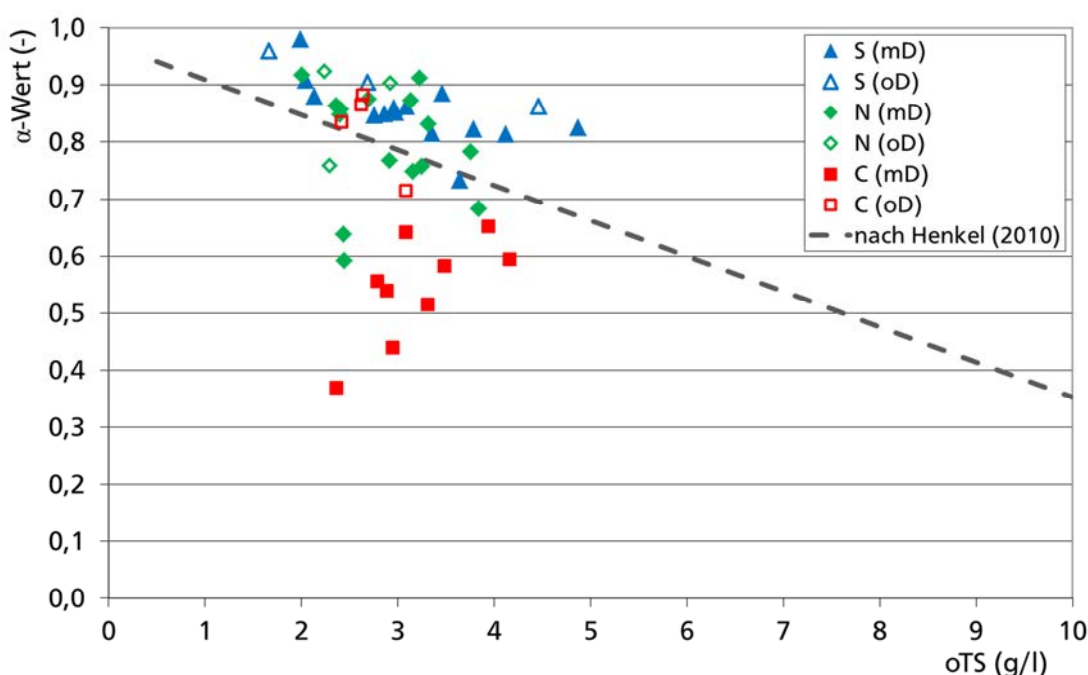


Abbildung 28: α -Werte in Abhängigkeit der organischen TS-Konzentration

Henkel (2010) begründet den besseren Zusammenhang zwischen α -Wert und oTS-Gehalt bei der Gegenüberstellung von α -Werten unterschiedlicher Belebtschlämme mit der besseren Korrelation des Flockenvolumens und der oTS-Konzentration im Vergleich zur TS-Konzentration. Verdeutlicht wird dies durch die Auftragung des Flockenvolumens (nach 30 minütiger Sedimentationszeit) zweier unterschiedlicher Belebtschlämme gegen die TS- bzw. oTS-Konzentration (siehe Anhang Abbildung 56 und Abbildung 57). Die Ergebnisse beziehen sich dabei auf Belebtschlämme von Membranbelebungsanlagen mit künstlich hergestelltem Grauwasser (Grauwasser-Membranbelebtschlamm Gw-MBR) und kommunalem Abwasser (Abwasser-Membranbelebtschlamm Abw-MBR). Beide Schlämme zeigen ein ähnliches Sedimentationsverhalten, wenn diese mit der oTS-Konzentration korreliert werden, während bei der TS-Konzentration kein Zusammenhang zu erkennen ist. Da das Sedimentati-

onsverhalten von Belebtschlamm entscheidend vom Flockenvolumen beeinflusst wird, hält Henkel (2010) die oTS-Konzentration für den geeigneteren Parameter für den Vergleich unterschiedlicher Schlämme.

Nachstehende Abbildung 29 zeigt das Flockenvolumens (HFV nach 30 Minuten) in Abhängigkeit zur oTS- bzw. TS-Konzentration. Dargestellt sind zum einen die Werte für den konventionellen Belebtschlamm (konv.BS, diese Arbeit) und zum Vergleich die Ergebnisse von Henkel (2010).

Bezogen auf den TS-Gehalt weichen die unterschiedlichen Schlämme voneinander ab; bezogen auf die oTS-Konzentration liegen die Werte relativ gut übereinander. Die oTS-Konzentrationen des konventionellen Belebtschlammes (diese Arbeit), des Grauwasser- sowie des Abwasser-Membranbelebtschlammes von Henkel (2010) korrelieren mit dem hydrostatischen Flockenvolumen nach 30 Minuten.

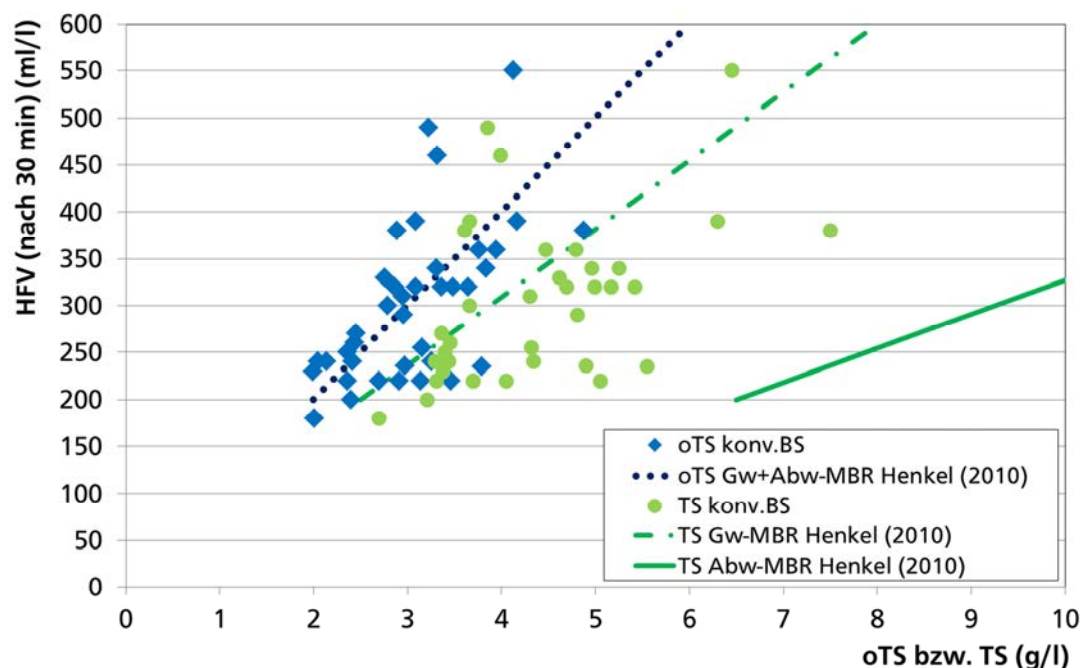


Abbildung 29: Hydrostatisches Flockenvolumen (nach 30 Minuten)²⁰ unterschiedlicher Belebtschlämme, aufgetragen gegen oTS bzw. TS

Da das Flockenvolumen nach Henkel (2010) die Abhängigkeit des α -Wertes von der Trockensubstanz begründet und besser mit der oTS-Konzentration unterschiedlicher Schlämme korreliert, sollten α -Werte auch über den organischen Anteil der TS-Konzentration beschrieben werden. Dies gilt im Besonderen für den Vergleich von α -Werten unterschiedlicher Belebtschlämme.

²⁰ Das Hydrostatische Flockenvolumen nach 30 Minuten entspricht dem unverdünnten Vergleichsschlammvolumen (VSV).

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen in Abbildung 26 und Abbildung 28 allerdings auch, dass sich für einen konventionellen Belebtschlamm aus einer Anlage keine wesentlich genauere Korrelation zwischen α -Wert und oTS-Konzentration im Vergleich zum TS-Gehalt erkennen lässt. Andere den α -Wert beeinflussende Effekte überlagern wahrscheinlich die Abhängigkeit vom Flockenvolumen. Diese Einflüsse steigen mit niedrigerem Reinigungsziel, resp. niedrigerem Schlammalter und höherer Schlammbelastung.

5.2 α -Werte in Abhängigkeit des Schlammalters

Als den α -Wert hauptsächlich beeinflussender Parameter wird in der aktuelleren Literatur neben der TS-Konzentration das Schlammalter angegeben (vgl. Kapitel 2.6.2.3). Das Schlammalter ist in den gängigen Bemessungsansätzen zur Berechnung von Belebungsanlagen der maßgebende Parameter. Es beschreibt die mittlere Aufenthaltszeit der Mikroorganismen im Belebungsbecken und gibt somit an, in wie viel Tagen sich der Belebtschlamm durchschnittlich erneuert. Das Schlammalter dient als Maß für die Leistungsfähigkeit bzw. die Robustheit des Belebungsverfahrens und beschreibt auch die Abbaufähigkeit bzw. die Pufferkapazität gegenüber Abwasserinhaltsstoffen. Über das Schlammalter sind die Reinigungsziele Kohlenstoffelimination, Nährstoffelimination und simultane aerobe Stabilisierung definiert.

Zum Vergleich von α -Werten in Abhängigkeit des Schlammalters muss dieses unter vergleichbaren Bedingungen angegeben werden. Da das Schlammalter über das Bakterienwachstum und somit über die Überschussschlammproduktion temperaturabhängig ist, muss es auf eine vergleichbare Wassertemperatur bezogen werden. Entsprechend den Ausführungen in Kapitel 4.2.3 wird hierfür eine Bezugstemperatur von 15°C gewählt. Zur genauen Einordnung des Schlammalters muss des Weiteren die TS- bzw. genauer die oTS-Konzentration oder ein Konzentrationsbereich angegeben werden. Darüber hinaus muss das Bezugsvolumen, d.h. das gesamte oder das aerobe Belebungsbeckenvolumen bekannt sein.

Nachstehende Abbildung 30 zeigt die in dieser Arbeit ermittelten α -Werte in Abhängigkeit des Gesamtschlammalters. Das Schlammalter ist dabei auf 15°C normiert, wodurch die zum Teil sehr hohen Werte > 40 d resultieren. Die α -Werte, aufgetragen gegen das nicht temperaturkorrigierte Schlammalter, sind im Anhang in Abbildung 58 dargestellt.

Die Sauerstoffzufuhr und der α -Wert können sich sinnvoller Weise nur auf den aeroben Teil des Belebungsbeckens beziehen, allerdings beschreibt das Schlammalter die mittlere Aufenthaltszeit der Mikroorganismen im gesamten Belebungsbecken. Aus

diesem Grund muss hier auch der anoxische Teil des Belebungsbeckens und somit das gesamte Schlammalter berücksichtigt werden.

Tendenziell werden bei höherem Schlammalter größere α -Werte ermittelt, was auch entsprechend der Literaturlauswertung (vgl. Abbildung 13) zu erwarten ist. Die Reinigungsziele Kohlenstoffelimination (C) und Nährstoffelimination (N) und simultane aerobe Stabilisierung (S) lassen sich über das Schlammalter beschreiben und entsprechend Abbildung 30 den α -Werten zuordnen. Die α -Werte in Abhängigkeit des Schlammalters zeigen für jedes Reinigungsziel einen relativ großen Schwankungsbereich. Zusätzlich werden die α -Werte in Abbildung 30 in zwei oTS-Bereiche $< 3 \text{ g/L}$ und $\geq 3 \text{ g/L}$ unterteilt. Durch diese Unterteilung lässt sich allerdings keine präzisere Angabe des α -Wertes erreichen. Bei den Reinigungszielen Nährstoffelimination und simultane aerobe Stabilisierung sind tendenziell höhere α -Werte bei niedrigerer oTS-Konzentration erkennbar, was aber nicht durch alle Messpunkte bestätigt wird. Die höhere oTS-Konzentration könnte ein Grund für die niedrigeren α -Werte ab einem Gesamtschlammalter $> 40 \text{ d}$ sein (Abbildung 30). Aber auch durch die Bildung von Biotensiden, beschrieben von Reichert (1997) könnten die niedrigen α -Werte bei dem Schlammalter $> 40 \text{ d}$ hervorgerufen werden (vgl. Kapitel 2.6.2.4).

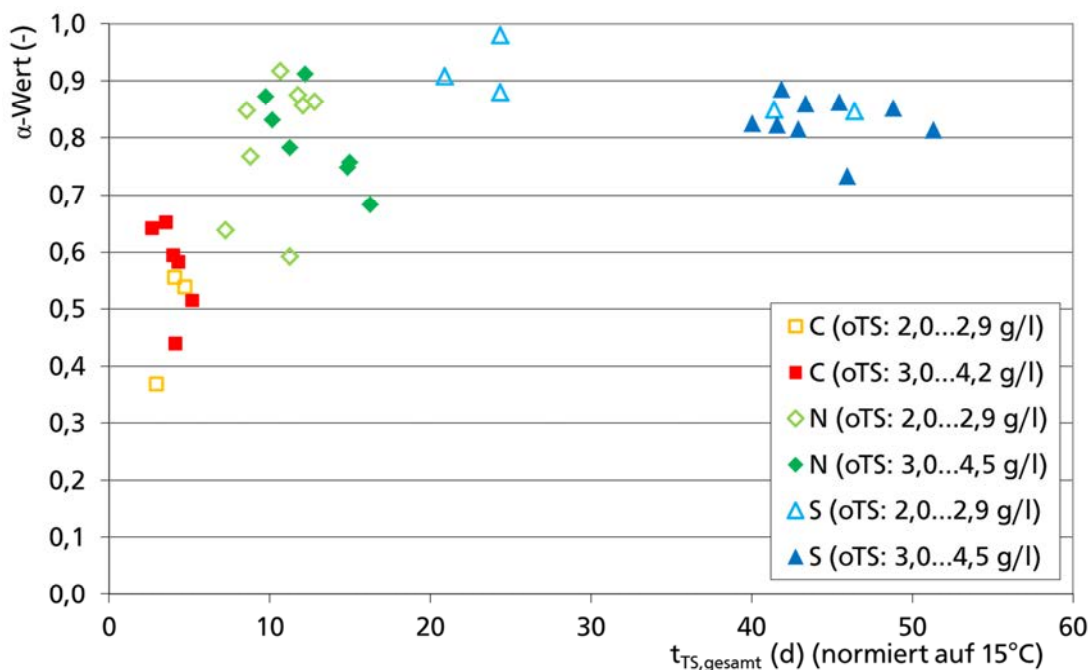


Abbildung 30: α -Werte²¹ in Abhängigkeit des Gesamtschlammalters $t_{TS,gesamt,15^\circ C}$

Durch das Schlammalter können die in dieser Arbeit erzielten α -Werte nur relativ ungenau eingeteilt werden; ab einem Schlammalter von $t_{TS} > 10 \text{ d}$ lässt sich kaum eine Veränderung erkennen. Das Schlammalter stellt zwar ein gewisses Maß an Abbau-

²¹ Die aufgetragenen α -Werte sind ausschließlich durch Sauerstoffzufuhrmessungen mit Durchfluss ermittelt.

vermögen bzw. an Pufferkapazität des Belebtschlamm dar, beschreibt aber nur einen mittleren Zustand und ist damit lediglich ein indirektes Maß für die Belastung des Belebtschlamm durch Abwasserinhaltsstoffe. Diesen Inhaltsstoffen wird in der Literatur ein nicht unerheblicher Einfluss auf den α -Wert zugesprochen.

Im Gegensatz zum Schlammalter werden die Abwasserinhaltsstoffe durch die Parameter Schlammbelastung und Raumbelastung direkt beschrieben. Aus diesem Grund werden im folgenden Kapitel die α -Werte der Raum- und Schlammbelastung gegenübergestellt.

5.3 α -Werte in Abhängigkeit der Raum- und Schlammbelastung

Raum- bzw. Schlammbelastung geben die Fracht der Abwasserinhaltsstoffe in Bezug zum Belebtschlammvolumen bzw. der Belebtschlammmasse an (vgl. 2.4.4). Ebenso wie beim Schlammalter muss auch bei der Raum- und Schlammbelastung das Bezugsvolumen angegeben werden. Für die Sauerstoffzufuhr und den α -Wert wäre das aerobe Volumen folgerichtig, allerdings trifft die Abwasserzulauffracht auf das gesamte Beckenvolumen, weshalb hier dieses berücksichtigt wird. Am Beispiel der in Kapitel 4.1 beschriebenen Versuchsanlage, die zur Nährstoffelimination als vorgeschaltete Denitrifikation ausgeführt ist, wird dies deutlich: Die Abwasserzulauffracht trifft zuerst auf die anoxische Stufe, die Abwasserinhaltsstoffe werden dort, wenn auch nur zu einem gewissen Teil, an die Belebtschlammflocken angelagert bzw. abgebaut. Im nachgeschalteten belüfteten Belebungsbecken liegen die Abwasserinhaltsstoffe nicht mehr so vor, wie sie im Zulauf zum gesamten Belebungsbecken bestimmt wurden.

Nachstehende Abbildung 31 und Abbildung 32 zeigen die α -Werte in Abhängigkeit der CSB-Raum- und der CSB-Schlammbelastung. Bei höherer Raum- bzw. Schlammbelastung ergeben sich niedrigere α -Werte. Dabei ist kein Unterschied zwischen den Parametern zu erkennen, die α -Werte korrelieren gleich gut mit beiden Parametern. Entsprechend der steigenden α -Werte mit höherem Schlammalter sind die niedrigeren α -Werte mit höherer Raum- bzw. Schlammbelastung zu erwarten und plausibel. Die α -Werte korrelieren im Vergleich zum Schlammalter allerdings wesentlich besser mit der Raum- bzw. der Schlammbelastung. Bei einer weiteren Einteilung der α -Werte in einen oTS-Bereich < 3 g/L bzw. ≥ 3 g/L ist grundlegend kein Unterschied zu erkennen. Tendenziell lassen sich für die Reinigungsziele Nährstoffelimination (N) und simultane aerobe Stabilisierung (S) bei höherem oTS-Gehalt höhere α -Werte erkennen, was aber wie bei der Gegenüberstellung mit dem Schlammalter nicht durch alle Messpunkte bestätigt wird.

Die lineare Regression durch alle α -Werte zeigt sowohl bei der Raum- als auch bei der Schlammbelastung eine relativ gute Korrelation. Als sinnvoller Parameter zur Darstellung der Abhängigkeit des α -Wertes von der Zulaufbelastung wird allerdings der Parameter Schlammbelastung angesehen, da dieser sich auf die Masse des Belebtschlammes bezieht und diese wiederum, wie in Kapitel 5.1 beschrieben, über das hydrostatische Flockenvolumen einen Einfluss auf den α -Wert zeigt. Betrachtet man in diesem Zusammenhang die bessere Vergleichbarkeit von α -Werten durch die oTS-Konzentration, ergibt sich als Schlussfolgerung bezüglich der Belastung die organische Schlammbelastung B_{oTS} .

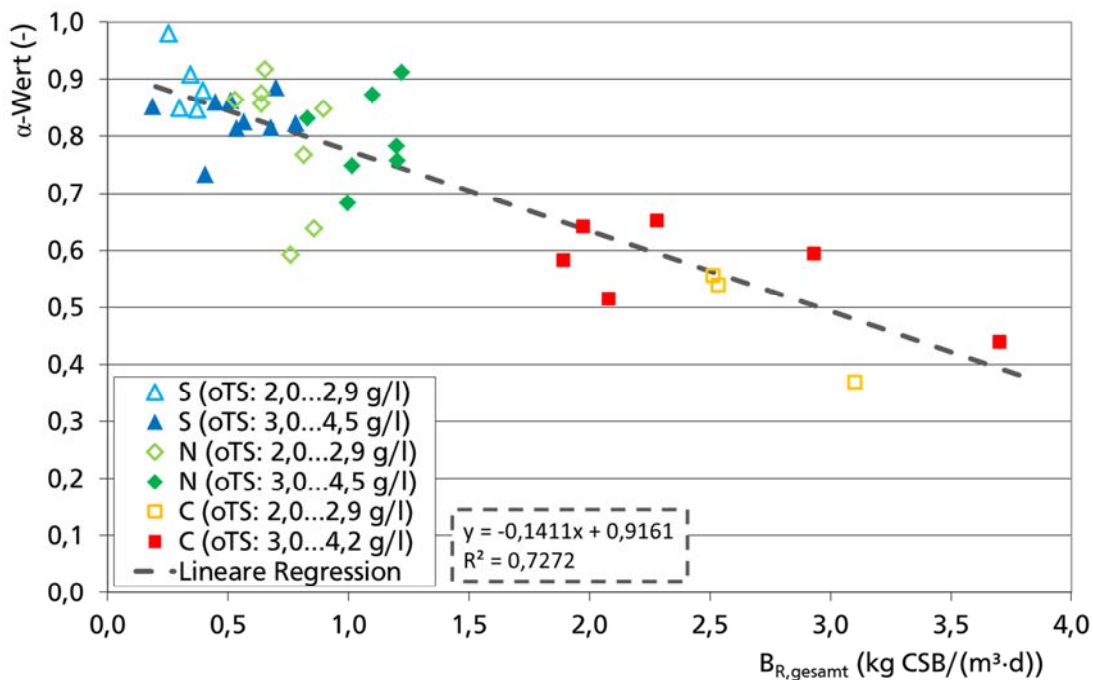


Abbildung 31: α -Werte²² in Abhängigkeit der gesamten CSB-Raumbelastung $B_{R,gesamt}$

²² Die aufgetragenen α -Werte sind ausschließlich durch Sauerstoffzufuhrmessungen mit Durchfluss ermittelt.

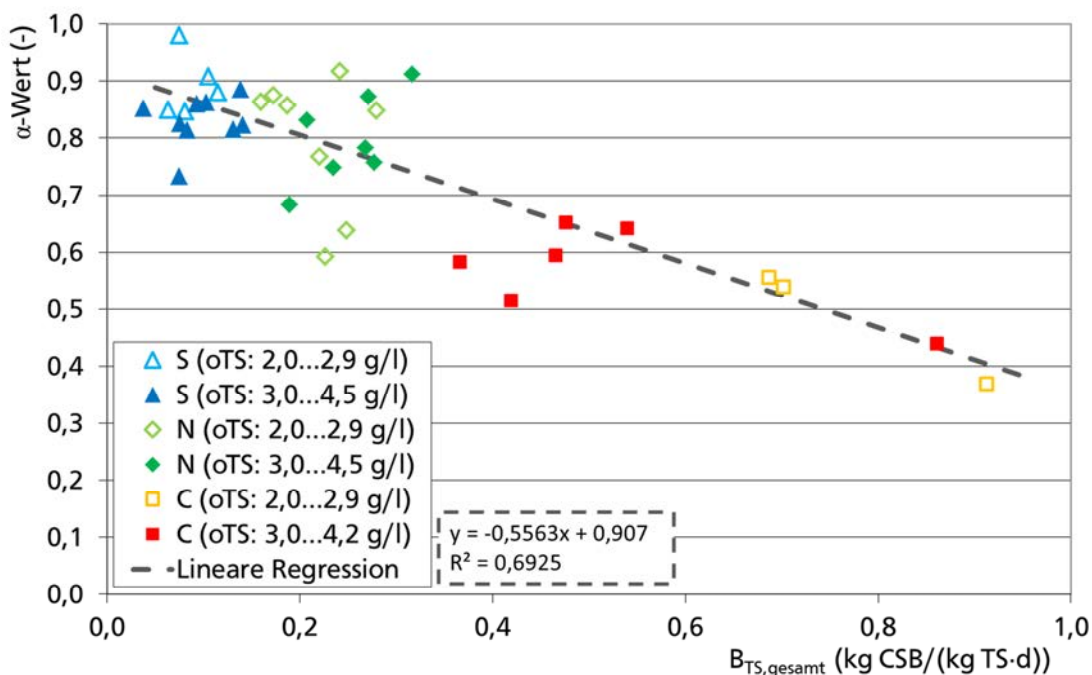


Abbildung 32: α -Werte²³ in Abhängigkeit der gesamten CSB-Schlammbelastung $B_{TS,gesamt}$

Nachstehende Abbildung 33 zeigt die ermittelten α -Werte in Abhängigkeit der gesamten organischen CSB-Schlammbelastung $B_{oTS,gesamt}$. Im Vergleich zur Schlammbelastung B_{TS} bezogen auf die TS-Konzentration (Abbildung 32) ergibt sich keine genauere Korrelation der α -Werte mit der organischen Schlammbelastung. Dies begründet sich analog zum Unterschied „ α -Wert in Abhängigkeit der oTS- bzw. TS-Konzentration“. Der Einfluss der Trockensubstanz wird im konventionellen TS-Bereich von weiteren auf den α -Wert wirkenden Effekten überlagert. Zum Vergleich von Belebtschlämmen unterschiedlicher Abwasserbehandlungsanlagen mit verschiedenen Abwasserzusammensetzungen wird der Bezug auf die organische Schlammbelastung als der genauere angesehen.

²³ Die aufgetragenen α -Werte sind ausschließlich durch Sauerstoffzufuhrmessungen mit Durchfluss ermittelt.

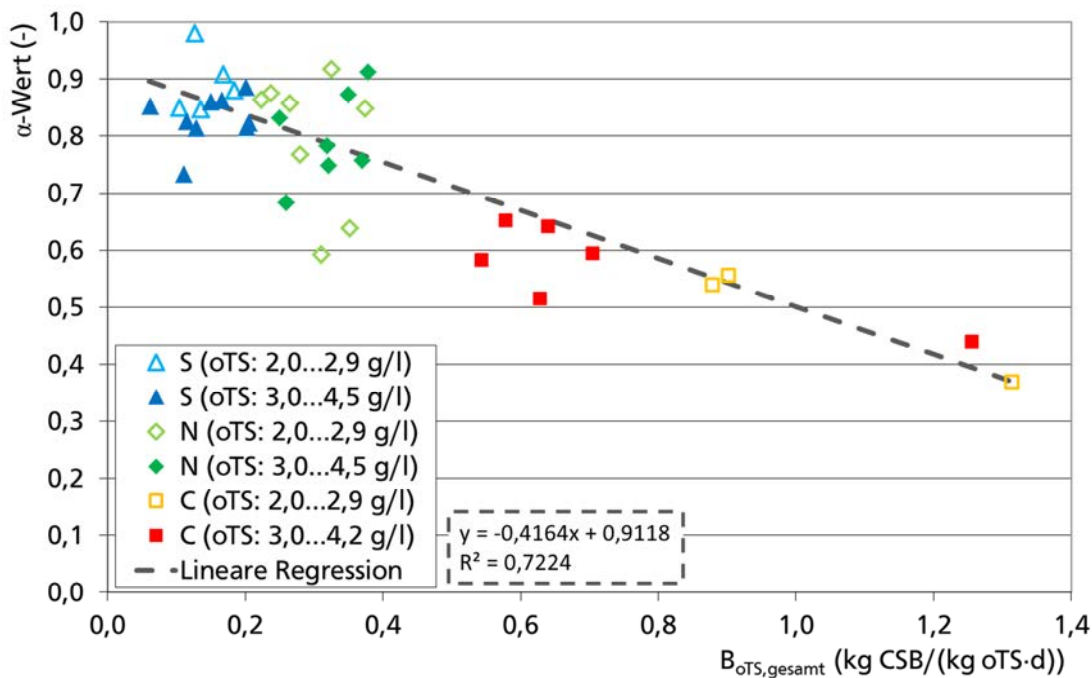


Abbildung 33: α -Werte²⁴ in Abhängigkeit der gesamten organischen CSB-Schlammbelastung $B_{oTS,gesamt}$

Die Schlammbelastung, bezogen auf die TS- oder die oTS-Konzentration, wird über die CSB-Zulaufkraft berechnet. Die hierfür notwendige CSB-Konzentration im Zulauf resultiert aus einer 24-h-Mischprobe vor den jeweiligen Sauerstoffzufuhrmessungen. Zur Einordnung der CSB-Konzentration müssen dabei drei Punkte beachtet werden.

1. Der CSB ist ein Summenparameter, der nicht ausschließlich die Abwasserinhaltsstoffe erfasst, die auf die Sauerstoffzufuhr wirken.
2. Die CSB-Konzentration beschreibt die Belastung des Belebtschlammes als Mischprobe vor den eigentlichen Messungen.
3. Die CSB-Konzentration wird aus der Zulaufprobe ermittelt, die bei Nährstoffelimination nicht direkt in das aerobe sondern zuerst in das anoxische Belebungsbecken fließt.

Wie bereits angedeutet, ist aus Sicht der α -Werte und der Sauerstoffzufuhr die Belastung, vor allem bei den Reinigungszielen Nährstoffelimination (N) und simultane aerobe Stabilisierung (S), direkt vor dem aeroben Belebungsbecken relevant und nicht die gesamte Belastung im Zulauf zur Belebungsstufe. Dem entsprechend werden folgend die α -Werte in Abhängigkeit der spezifische Schlammbelastung (vgl. Kapitel 4.2.4) dargestellt. Die spezifische Schlammbelastung bezieht sich dabei auf die oTS-Konzentration, das aerobe Volumen und die gelöste CSB-Zulaufkraft (Abbildung 34) bzw. die Zulaufkraft an gelösten anionischen Tensiden (Abbildung 35) direkt im Zulauf zum aeroben Belebungsbecken. Die CSB-Konzentration bzw. die Konzentrati-

²⁴ Die aufgetragenen α -Werte sind ausschließlich durch Sauerstoffzufuhrmessungen mit Durchfluss ermittelt.

on anionischer Tensiden wird dabei vor jeder Sauerstoffzufuhrmessung bestimmt und entsprechend für jeden α -Wert gemittelt.

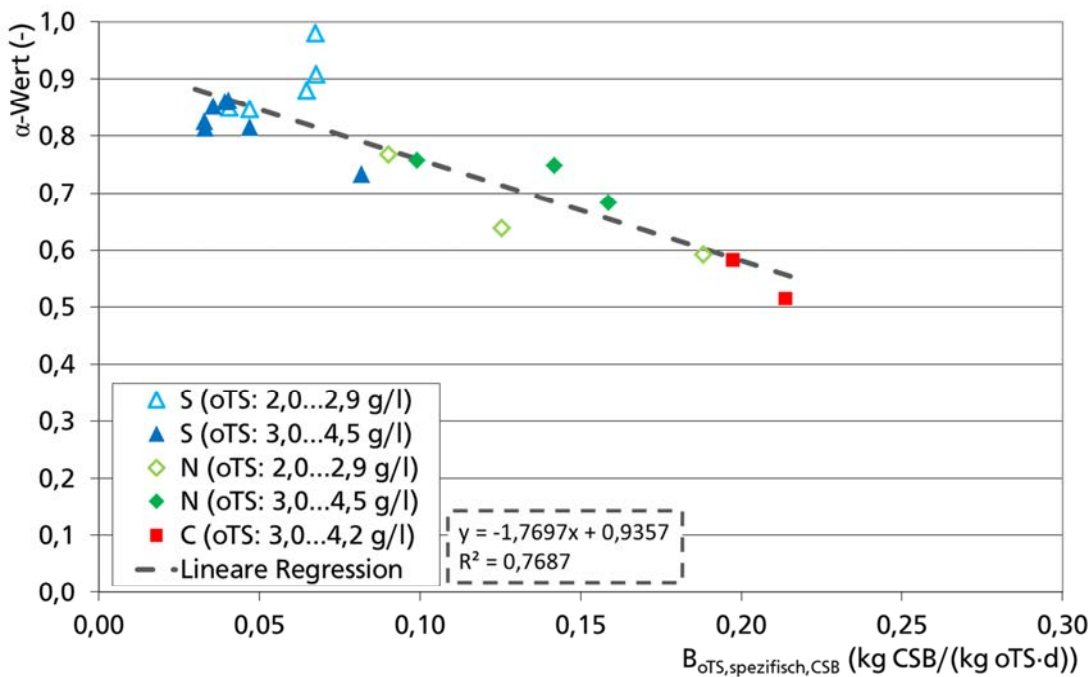


Abbildung 34: α -Werte²⁵ in Abhängigkeit der spezifischen aeroben organischen CSB-Schlammbelastung $B_{oTS,spezifisch,CSB}$

Die spezifische Schlammbelastung wurde erst ab Messphase 7 bestimmt, wodurch in Abbildung 34 und Abbildung 35 weniger Werte dargestellt sind als in den Diagrammen zuvor.

Es zeigt sich, dass die α -Werte sehr gut mit der spezifischen Schlammbelastung, ermittelt über die CSB-Fracht und auch über die Fracht anionischer Tenside, korrelieren. In der Literatur wird der Einfluss der Abwasserinhaltsstoffe auf die Sauerstoffzufuhr i.d.R. auf oberflächenaktive Substanzen zurückgeführt. Abbildung 34 und Abbildung 35 zeigen jedoch keinen Unterschied zwischen der CSB-Fracht und der Fracht anionischer Tenside in der Korrelation zum α -Wert. Somit kann der CSB, obwohl er als Summenparameter nicht ausschließlich die auf die Sauerstoffzufuhr wirkenden Abwasserinhaltsstoffe abbildet, zur Beschreibung dieser als geeignet angesehen werden.

²⁵ Die aufgetragenen α -Werte sind ausschließlich durch Sauerstoffzufuhrmessungen mit Durchfluss ermittelt.

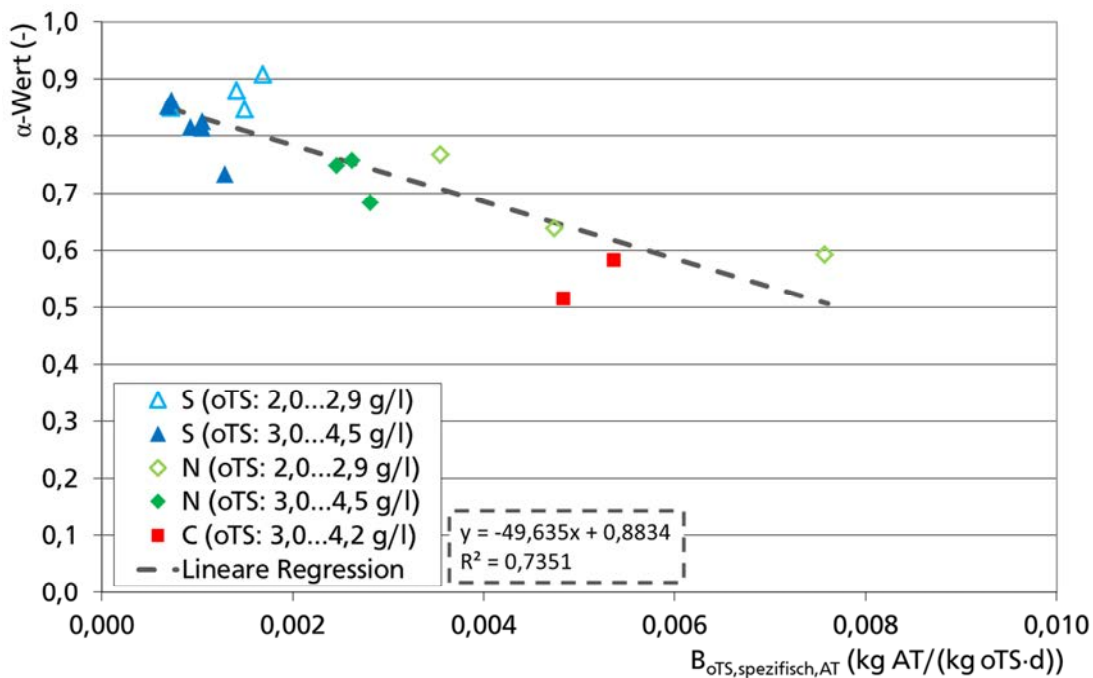


Abbildung 35: α -Werte²⁶ in Abhängigkeit der spezifischen aeroben organischen anionische Tensid-Schlammbelastung $B_{oTS,spezifisch,AT}$

5.4 α -Werte in Abhängigkeit der Messmethodik

Die Sauerstoffzufuhrmessungen zur Ermittlung von α -Werten wurden generell im Durchflussbetrieb und nur an Trockenwettertagen durchgeführt, um die tatsächlich im Betrieb vorliegenden α -Werte zu ermitteln. Mit Durchfluss bedeutet Abwasserzulauf, Rücklaufschlamm und Rezirkulation sind in Betrieb. Am Ende einiger Messphasen erfolgten zum Vergleich auch Sauerstoffzufuhrmessungen ohne Durchflussbetrieb. Hierfür wurden ca. 15 h vor der Messung alle Zuflüsse zum belüfteten Becken abgeschaltet und der Belebtschlamm belüftet. In diesem dann ausgezeihten Belebtschlamm wurden ebenfalls Sauerstoffzufuhrmessungen durchgeführt und α -Werte ermittelt. Abbildung 36 zeigt die α -Werte gemessen mit und ohne Durchfluss.

Der Vergleich zeigt generell höhere α -Werte bei den Messungen ohne Durchfluss. Zudem ist der Unterschied beim Reinigungsziel Kohlenstoffelimination höher als bei der Nährstoffelimination und der simultanen aeroben Stabilisierung. Betrachtet man nur die Kohlenstoffelimination ist der Unterschied zwischen den Messungen mit und ohne Durchfluss sehr deutlich. Hier sind die α -Werte mit Durchflussbetrieb z.T. 30 bis 55 % niedriger als bei den Messungen ohne Durchfluss. Bei der Nährstoffelimination

²⁶ Die aufgetragenen α -Werte sind ausschließlich durch Sauerstoffzufuhrmessungen mit Durchfluss ermittelt.

ist der Unterschied je nach Schlammbelastung mit bis zu 15 % nicht so stark ausgeprägt. Bei der simultanen aeroben Stabilisierung liegt der Unterschied bei rund 5 %.

Die α -Werte in Abbildung 36 sind des Weiteren der jeweiligen oTS-Konzentration zugeordnet. Betrachtet man die letzten drei Säulenpaare (Messphasen (MP) 13, 12 und 7), kann die Abnahme des α -Wertes mit dem Anstieg der oTS-Konzentration begründet werden.

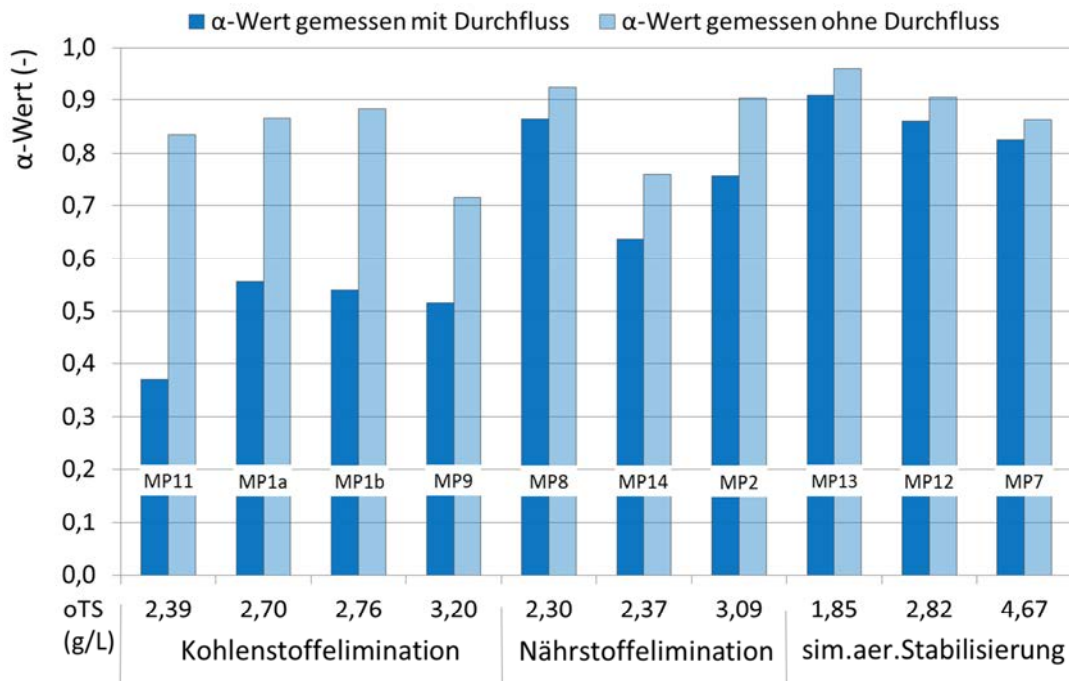


Abbildung 36: α -Werte gemessen mit und ohne Durchflussbetrieb

Betrachtet man α -Werte ohne Durchfluss als α -Werte bei einer sehr niedrigen Schlammbelastung nahe null, können diese im realen Anlagenbetrieb den Zustand im Nachtgang bzw. bei Regenwetterzufluss beschreiben. Bei dieser Betrachtung werden z.B. die Schlammwasserbehandlung während der Schwachlastzeiten oder der Frachstoß zu Beginn eines Starkregenereignisses nicht berücksichtigt. Die α -Werte, ermittelt mit und ohne Durchfluss, können somit z.B. den Unterschied des α -Wertes im Tagesgang oder zwischen Trocken- und Regenwetterzufluss abbilden.

Nach DWA-Merkblatt 209 (2007) können Sauerstoffzufuhrmessungen unter Betriebsbedingungen mit und ohne Durchfluss durchgeführt werden. Es wird dabei angegeben, dass die Messungen ohne Durchfluss höhere α -Werte ergeben, um wie viel höher diese Werte liegen, wird jedoch nicht quantifiziert. Die dargestellten Ergebnisse zeigen α -Werte im Durchflussbetrieb bei der Kohlenstoffelimination, die im Vergleich zu den Messungen ohne Durchfluss z.T. 30 bis 55 % niedriger liegen. Bei der Nährstoffelimination ist der Unterschied mit bis zu 15 % nicht so stark ausgeprägt. Bei der simultanen aeroben Stabilisierung liegt der Unterschied bei rund 5 %. Um reale, im Betrieb

vorliegende α -Werte zu ermitteln, sollten deshalb Sauerstoffzufuhrmessungen im Durchflussbetrieb durchgeführt werden. Mit höherem Reinigungsziel wird der Unterschied zwischen den α -Werten ermittelt mit und ohne Durchfluss allerdings kleiner und liegt bei der simultanen aeroben Stabilisierung mit 5 % im Rahmen der Messunsicherheit. α -Werte sollten zudem bei Trockenwetter und in Abhängigkeit des Tagesgangs ermittelt werden. Hierfür ist allerdings nur die sog. Abluftmethode nach DWA-Merkblatt 209 (2007) praktikabel.

5.5 Diskussion und Zusammenfassung der Ergebnisse

Die in dieser Arbeit ermittelten α -Werte werden in den vorangestellten Kapiteln 5.1 bis 5.4 in Abhängigkeit der Parameter Trockensubstanz, organische Trockensubstanz, hydrostatisches Flockenvolumen, Schlammalter sowie Raum- und Schlammbelastung dargestellt und diskutiert. Es zeigt sich, dass kein Parameter alleine die Abhängigkeiten der α -Werte beschreiben kann. Die Einflüsse auf den α -Wert können jedoch im Wesentlichen auf zwei Faktoren begrenzt werden: Zum einen auf den Einfluss der Trockensubstanzkonzentration, begründet über das Flockenvolumen und zum anderen über die Wirkung der Abwasserinhaltsstoffe, charakterisiert durch die Schlammbelastung.

5.5.1 α -Werte in Abhängigkeit der Trockensubstanzkonzentration

Generell hat die Trockensubstanzkonzentration einen Einfluss auf den α -Wert. Betrachtet man die α -Werte dieser Arbeit, ist aber lediglich für Nährstoffelimination mit niedriger Schlammbelastung und hohem Schlammalter eine Abhängigkeit von der Trockensubstanzkonzentration erkennbar. Mit steigender Trockensubstanz ergeben sich dann niedrigere α -Werte. Es wird davon ausgegangen, dass der Einfluss der Trockensubstanz auch bei hoher Schlammbelastung und niedrigem Schlammalter vorliegt, dieser Einfluss wird aber von weiteren auf den α -Wert wirkenden Effekten überlagert und ist aufgrund der Datenlage nicht eindeutig differenzierbar.

Die Abhängigkeit des α -Wertes von der Trockensubstanzkonzentration wird nach Henkel (2010) über das Flockenvolumen bzw. den freien Wasseranteil begründet. Gemessen wird das Flockenvolumen über den Parameter des hydrostatischen Flockenvolumens. Henkel (2010) beschreibt einen besseren Zusammenhang zwischen α -Wert und oTS-Gehalt bei der Gegenüberstellung von α -Werten unterschiedlicher Belebtschlämme mit der besseren Korrelation des Flockenvolumens und der oTS-Konzentration im Vergleich zur TS-Konzentration.

Verdeutlicht wird dies durch einen Vergleich des Sedimentationsverhaltens unterschiedlicher Belebtschlämme. Der konventionelle Belebtschlamm dieser Arbeit sowie

der Grauwasser- als auch der Abwasser-Membranbelebtschlamm aus Henkel (2010) weisen ein ähnliches Sedimentationsverhalten auf, wenn diese mit der oTS-Konzentration korreliert werden, während bei der TS-Konzentration kein Zusammenhang zu erkennen ist. Da das Sedimentationsverhalten von Belebtschlamm entscheidend vom Flockenvolumen beeinflusst wird, ist die oTS-Konzentration für den Vergleich unterschiedlicher Schlämme der geeignetere Parameter. Da das Flockenvolumen die Abhängigkeit des α -Wertes von der Trockensubstanz begründet und dieses besser mit der oTS-Konzentration unterschiedlicher Schlämme korreliert, sollten α -Werte auch über den organischen Anteil der TS-Konzentration beschrieben werden. Dies gilt im Besonderen für den Vergleich von α -Werten unterschiedlicher Belebtschlämme.

Die α -Werte, ermittelt bei niedriger Schlammbelastung und hohem Schlammalter, korrelieren gut mit dem hydrostatischen Flockenvolumen sowie der TS- oder der oTS-Konzentration. Die Ergebnisse zeigen allerdings auch, dass sich für einen konventionellen Belebtschlamm aus einer Belebungsanlage keine wesentlich genauere Korrelation zwischen α -Wert und oTS-Konzentration im Vergleich zum TS-Gehalt erkennen lässt. Als abwassertechnischer Bemessungsparameter zur Auslegung von Belebungsanlagen sollte allerdings weiterhin der TS-Gehalt verwendet werden.

Mit höherer Schlammbelastung und niedrigerem Schlammalter überlagern weitere den α -Wert beeinflussende Effekte die Abhängigkeit vom hydrostatischen Flockenvolumen sowie vom der oTS- oder der TS-Konzentration. Diese Einflüsse steigen mit niedrigerem Reinigungsziel, resp. niedrigerem Schlammalter und höherer Schlammbelastung.

5.5.2 α -Werte in Abhängigkeit der Schlammbelastung

Der zweite Einflussfaktor auf den α -Wert wird neben der Trockensubstanz über die Schlammbelastung beschrieben. Es handelt sich dabei um den Einfluss der Abwasserinhaltsstoffe auf das Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch. Dieser Einfluss ist je nach Schlammbelastung unterschiedlich stark ausgeprägt und kann auch über das Schlammalter bzw. das Reinigungsziel beschrieben werden.

Die CSB-Schlammbelastung gibt die CSB-Zulaufracht in Bezug zur Belebtschlammmasse an und ist somit ein direkter Parameter zur Beschreibung der Abwasserinhaltsstoffe. Das Schlammalter beschreibt die mittlere Aufenthaltszeit der Mikroorganismen im Belebungsbecken und dient somit als Maß für die Leistungsfähigkeit bzw. die Pufferkapazität gegenüber Abwasserinhaltsstoffen. Über das Schlammalter und die Schlammbelastung werden die Reinigungsziele Kohlenstoffelimination, Nährstoffelimination und simultane aerobe Stabilisierung definiert.

Zum Vergleich von α -Werten müssen die Parameter unter vergleichbaren Bedingungen angegeben werden. Da das Schlammalter über das Bakterienwachstum und somit

über die Überschussschlammproduktion temperaturabhängig ist, muss es auf eine einheitliche Wassertemperatur bezogen werden. Zur genauen Einordnung der Schlammbelastung und des Schlammalters ist zudem die TS- bzw. genauer die oTS-Konzentration anzugeben, ebenso wie das Bezugsvolumen, d.h. das gesamte oder das aerobe Belebungsbeckenvolumen. Für die Sauerstoffzufuhr und den α -Wert ist eigentlich nur der aerobe Teil des Belebungsbeckens relevant, allerdings beinhaltet die Schlammbelastung die CSB-Fracht im Zulauf zum gesamten Belebungsbecken. Das Schlammalter beschreibt die mittlere Aufenthaltszeit der Mikroorganismen ebenfalls im gesamten Belebungsbecken. Aus diesem Grund muss bezüglich der Sauerstoffzufuhr und der α -Werte auch der anoxische Teil des Belebungsbeckens und somit die gesamte Schlammbelastung bzw. das gesamte Schlammalter berücksichtigt werden.

Tendenziell werden bei höherer Schlammbelastung bzw. niedrigerem Schlammalter kleinere α -Werte ermittelt. Die α -Werte korrelieren im Vergleich zum Schlammalter wesentlich besser mit der Schlammbelastung. Begründet wird diese bessere Korrelation durch den direkten Zusammenhang zwischen den Abwasserinhaltsstoffen, ausgedrückt als CSB, mit der Schlammbelastung.

Die in dieser Arbeit ermittelten α -Werte sind in nachstehender Tabelle 6 und in Abbildung 37 für das entsprechende Reinigungsziel aufgeführt. In Tabelle 6 sind des Weiteren die Bereiche des jeweiligen Schlammalters der jeweiligen Schlammbelastung angegeben.

Tabelle 6: Gemessene α -Werte, eingeteilt nach Reinigungsziel, Schlammalter und Schlammbelastung

Reinigungsziel		Schlammalter $t_{TS,gesamt,15^{\circ}C}$ (d)	Schlammbelastung $B_{TS,gesamt,CSB}$ (kg CSB/(kg TS·d))	α -Wert ²⁷ (Messwerte) (-)
Kohlenstoffelimination ²⁸	C	2,5 - 5,5	0,4 - 0,9	0,37 - 0,65
Nährstoffelimination	N	7 - 16	0,15 - 0,35	0,59 - 0,92
sim. aerobe Stabilisierung	S	> 22	0,05 - 0,15	0,73 - 0,98

Folgende Abbildung 37 zeigt die Spanne zwischen dem minimal und maximal gemessenen α -Werte sowie die Mittelwerte und die Anzahl der jeweiligen Messwerte.

²⁷ Die α -Werte beziehen sich auf die Sauerstoffzufuhrmessungen mit Durchlaufbetrieb.

²⁸ Das Reinigungsziel Kohlenstoffelimination bei hoher Schlammbelastung > 0,6 kg CSB/(kg TS·d) bzw. niedrigem Schlammalter < 4 d wird in der Abwassertechnik als biologische Vorreinigung bzw. hochbelastete Belebungsstufe bezeichnet.

Die α -Werte können dem jeweiligen Reinigungsziel zugeordnet und entsprechend der Schlammbelastung bzw. des Schlammalters begründet werden. Diese Zuordnung funktioniert allerdings nur in einer gewissen Spannbreite und nicht mit der Genauigkeit, die für eine präzise Bemessung wünschenswert wäre.

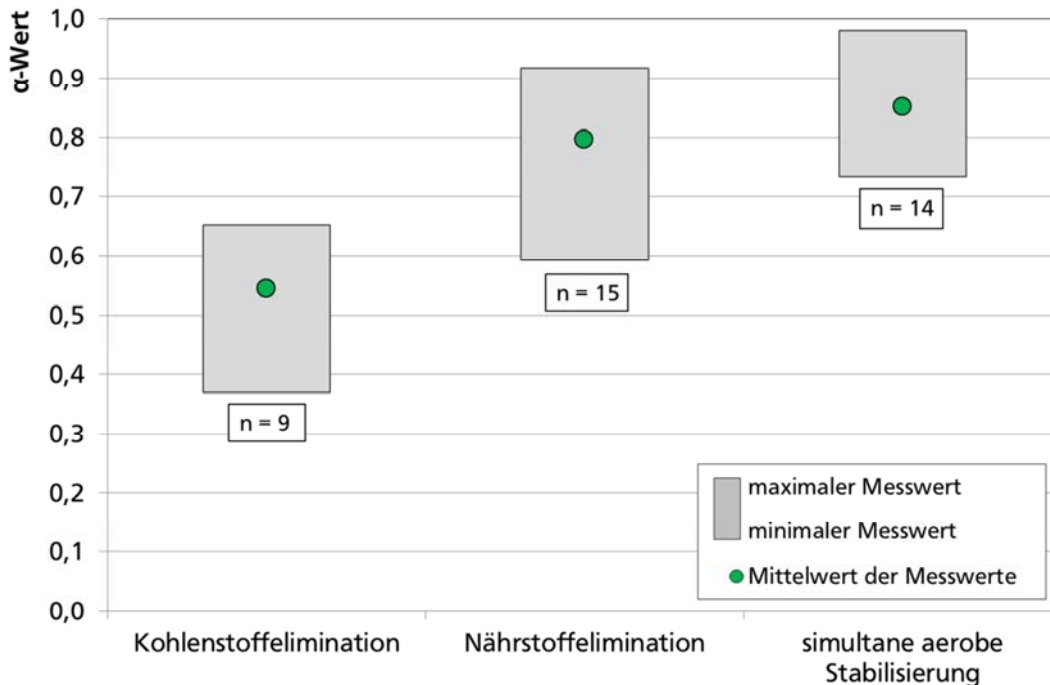


Abbildung 37: Spanne zwischen minimal und maximal gemessenen α -Werten und Mittelwerte, eingeteilt nach dem Reinigungsziel

Die dargestellten Ergebnisse zeigen, dass die Schlammbelastung besser mit dem α -Wert korreliert als das Schlammalter. Die Abhängigkeit vom Schlammalter ist aufgrund der Trägheit des Schlammalters der ungenauere Parameter als die Schlammbelastung. Die dennoch fehlende Präzision der Abhängigkeit des α -Wertes von der Schlammbelastung ist auf die CSB-Fracht zurückzuführen. Die hierfür ermittelte CSB-Konzentration im Zulauf zum gesamten Belebungsbecken resultiert aus einer 24-h-Mischprobe vor den jeweiligen Sauerstoffzufuhrmessungen. Die CSB-Konzentration beschreibt dabei als Summenparameter nicht ausschließlich die Sauerstoffzufuhr beeinflussenden Abwasserinhaltsstoffe.

5.5.3 α -Werte in Abhängigkeit der spezifischen Schlammbelastung

Für eine genauere Beschreibung der α -Werte in Abhängigkeit der Schlammbelastung wird aus diesem Grund die sogenannte „spezifische Schlammbelastung“ entwickelt. Die spezifische Schlammbelastung bezieht sich auf die oTS-Konzentration, das aerobe Belebungsbeckenvolumen und die gelöste CSB-Zulauffracht direkt im Zulauf zum aeroben Belebungsbecken. Die CSB-Konzentration wird vor jeder Sauerstoffzufuhr-

messung bestimmt und entsprechend für jeden α -Wert gemittelt. Analog zur CSB-Konzentration wurde auch die Konzentration anionischer Tenside bestimmt.

Es zeigt sich, dass die α -Werte sehr gut mit der spezifischen Schlammbelastung, ermittelt über die CSB-Fracht korrelieren. In der Literatur wird der Einfluss der Abwasserinhaltsstoffe auf die Sauerstoffzufuhr i.d.R. auf oberflächenaktive Substanzen zurückgeführt. Zwischen der CSB-Fracht und der Fracht anionischer Tenside ist hier aber kein Unterschied in der Korrelation zum α -Wert erkennbar. Somit kann der CSB, obwohl er als Summenparameter nicht ausschließlich die auf die Sauerstoffzufuhr wirkenden Abwasserinhaltsstoffe abbildet, zur Beschreibung dieser als geeignet angesehen werden. Die spezifische Schlammbelastung zeigt: Je präziser der jeweilige Parameter angegeben und eingeschränkt werden kann, umso genauer kann auch die Abhängigkeit zum α -Wert beschrieben werden.

5.5.4 Weitere Einflüsse bei der Ermittlung von α -Werten

Die durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass bei der Ermittlung von α -Werten die Alterung der Belüftungselemente berücksichtigt werden muss, um α -Werte ausschließlich auf das Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch beziehen zu können (siehe Kapitel 4.5). Das in der Versuchsanlage installierte Belüftungselement hat über die Versuchsdauer von 20 Monaten ohne Reinigungsmaßnahmen ca. 13 % an Leistung verloren. Um diese Änderung des Belüftungselementes nicht auf den α -Wert zu beziehen, sollten zeitnah zu den Sauerstoffzufuhrmessungen unter Betriebsbedingungen auch Reinwassermessungen durchgeführt werden. In der amerikanischen Literatur (EPA (1989), Boyle (1991) und Rosso (2008)) wird zur Beschreibung der Sauerstoffzufuhr im Betrieb auch ein Fouling-Faktor F angesetzt, der die Alterung des Belüftungselementes beinhaltet. Dieser Fouling-Faktor wird meist mit dem Wert $F = 0,9$, also einer 10 %igen Leistungsverminderung angegeben.

Nach dem DWA-Merkblatt 209 (2007) können Sauerstoffzufuhrmessungen unter Betriebsbedingungen mit und ohne Durchfluss durchgeführt werden, wobei angegeben wird, dass die Messungen ohne Durchfluss höhere α -Werte ergeben. Die hier dargestellten Ergebnisse zeigen tatsächlich, dass die Messmethode berücksichtigt werden muss. Um reale, im Betrieb vorliegende α -Werte zu ermitteln, sollten die Sauerstoffzufuhrmessungen im Durchflussbetrieb durchgeführt werden. Mit höherem Reinigungsziel wird der Unterschied zwischen den α -Werten, ermittelt mit und ohne Durchfluss allerdings, kleiner und liegt bei der simultanen aeroben Stabilisierung mit 5 % im Rahmen der Messunsicherheit. Werden α -Werte ohne Durchfluss bestimmt, liegen diese je nach Reinigungsziel höher als im tatsächlichen Anlagenbetrieb und dürfen im Bemessungsfall nicht für die maximale Belastung der Belebungsanlage angesetzt werden. α -Werte sollten zudem bei Trockenwetter und in Abhängigkeit des Tages-

gangs ermittelt werden. Hierfür ist allerdings nur die sog. Abluftmethode nach DWA-Merkblatt 209 (2007) praktikabel.

5.5.5 Aus den gemessenen α -Werten abgeleitete Bemessungswerte

Die Ergebnisse legen dar, dass der α -Wert in Abhängigkeit des Reinigungsziels und begründet durch die Schlammbelastung angegeben werden kann. Belebungsanlagen unterliegen dem Tagesgang der Zulaufbelastung, was sich auch auf die Schlammbelastung und somit auf den α -Wert auswirkt. Aus den Messergebnissen wird folglich für jedes Reinigungsziel ein minimaler α -Wert als Bemessungswert für den maximalen Lastfall sowie ein maximaler α -Wert als Bemessungswert für den minimalen Lastfall abgeleitet. Die minimalen α -Werte für das jeweilige Reinigungsziel Kohlenstoffelimination, Nährstoffelimination und simultane aerobe Stabilisierung orientieren sich dabei an dem jeweils minimalen Messwert. Die mittleren und maximalen Bemessungs- α -Werte werden an die jeweiligen mittleren und maximal gemessenen α -Werte angelehnt. Dabei werden die Bemessungs- α -Werte im Vergleich zu den Messwerten leicht reduziert. Somit wird berücksichtigt, dass die Messwerte in einer Versuchsanlage mit nur einem kommunalen Abwasser ermittelt wurden. Die Bemessungswerte werden zudem gerundet angegeben.

In Abbildung 38 sind die Messwerte und die daraus abgeleiteten Bemessungswerte dargestellt.

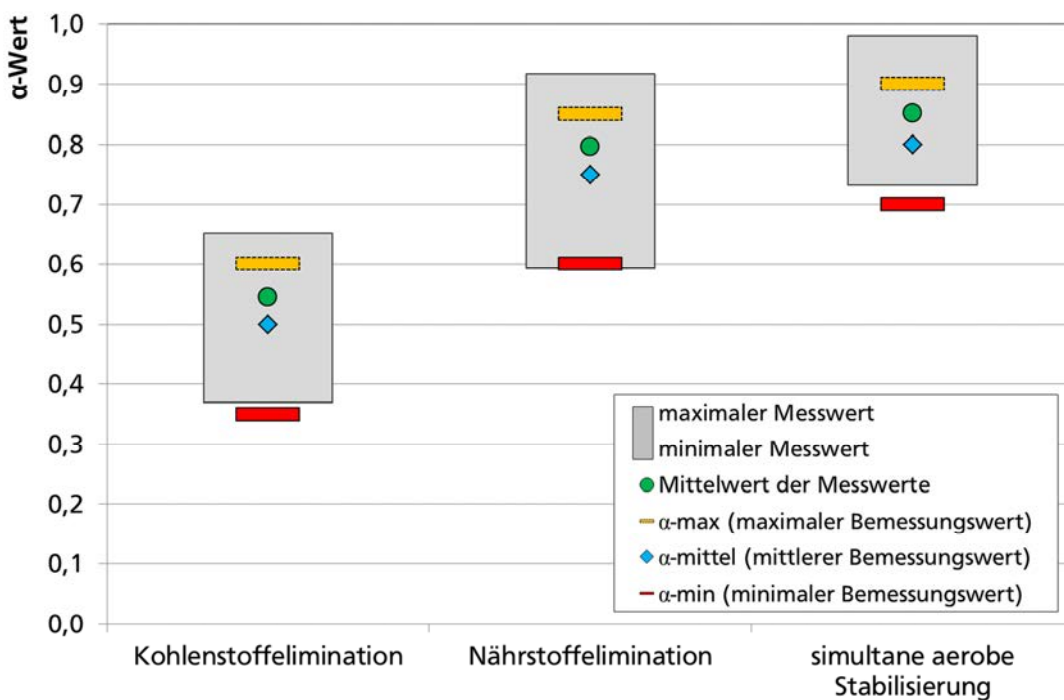


Abbildung 38: Gemessene α -Werte und daraus abgeleitete Bemessungswerte, eingeteilt nach dem Reinigungsziel

Das DWA-Merkblatt 229-1 (2012) gibt für konventionelle Belebungsanlagen mit einer TS-Konzentration von 2 bis 5 g/L entsprechend des Reinigungsziels α -Werte an, die als Bemessungswerte für den maximalen Lastfall zu verstehen sind.

Nachstehende Tabelle 7 stellt die α -Werte nach DWA-M 229-1 den hier aus den Messwerten abgeleiteten minimalen, mittleren und maximalen Bemessungswerten gegenüber.

Tabelle 7: Aus Messwerten abgeleitete Bemessungs- α -Werte im Vergleich mit α -Werten nach DWA-Merkblatt 229-1 (2012)

Reinigungsziel	DWA-M 229-1 (2012)	aus Messwerten abgeleitete Bemessungswerte ²⁹		
	α	α_{\min}	α_{mittel}	α_{\max}
Kohlenstoffelimination	0,3-0,4	0,35	0,5	0,6
Nährstoffelimination	0,5-0,65	0,6	0,75	0,8
sim. aerobe Stabilisierung	0,7-0,8	0,7	0,8	0,9

Die aus den Messwerten abgeleiteten minimalen Bemessungs- α -Werte (α_{\min}) und die α -Werte nach DWA-M 229-1 liegen in der gleichen Größenordnung.

Nachstehendes Kapitel 6 befasst sich mit Bemessungsempfehlungen zur Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr. Aus den hier vorgestellten Untersuchungen werden α -Werte für die unterschiedlichen Verfahrensvarianten und Bemessungslastfälle abgeleitet und angewendet.

²⁹ Die angegebenen α -Werte gelten für volldurchmischte und kontinuierlich durchflossene Belebungsbecken.

6 Empfehlungen zur Bemessung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Nachdem im vorangestellten Kapitel die erzielten Ergebnisse dieser Arbeit beschrieben und diskutiert wurden, werden im Folgenden die Abhängigkeiten des α -Wertes im Hinblick auf die Bemessung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr nach dem DWA-Merkblatt 229-1 (2012) und dem ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) betrachtet.

In Kapitel 6.1 wird dabei vorab gezeigt, welche Parameter bei der Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr und auch des erforderlichen Luftvolumenstroms maßgebend sind. Anschließend wird in Kapitel 6.2 die zu ermittelnde erforderliche Sauerstoffzufuhr hinsichtlich der Varianten des Belebungsverfahrens auf Basis des α -Wertes verglichen. Der α -Wert wird dabei in Abhängigkeit des Reinigungsziels und der Verfahrensvariante ausgewählt. In Kapitel 6.3 werden die für die Dimensionierung der Belüftungssysteme maßgebenden Lastfälle unter Berücksichtigung der in Kapitel 5 erzielten Ergebnisse mit den jeweils entsprechenden α -Werten ausgeführt.

6.1 Maßgebende Parameter bei der Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Da die erforderliche Sauerstoffzufuhr und der daraus zu berechnende erforderliche Luftvolumenstrom von mehreren Parametern abhängen, wird anhand einer Sensitivitätsbetrachtung dargestellt, inwieweit die einzelnen Parameter Einfluss auf die Zielgrößen haben und welche Parameter maßgebend sind. Die Sensitivitätsbetrachtung bezieht sich dabei bezüglich der erforderlichen Sauerstoffzufuhr auf Gleichung 21 aus Kapitel 2.5.2, welche nachstehend nochmals als Gleichung 61 abgebildet ist:

$$\text{Gleichung 61: } \text{erf. } SOTR = OV_h \cdot \frac{f_d \cdot C_{S,20}}{(f_d \cdot C_{S,T} - C_X) \cdot \theta^{(T-20)} \cdot \alpha} \quad (\text{kg/h})$$

Die Sensitivitätsbetrachtung beruht auf einer +/- 10 %igen Änderung der jeweiligen Parameter, wobei immer nur ein Parameter geändert wird und die anderen unverändert in die Berechnung mit eingehen.

Gleichung 61 ist bis auf die Größe des stündlichen Sauerstoffverbrauchs OV_h unabhängig von der Kläranlagengrößenklasse (entsprechend AbwV (2004)) und bis auf den α -Wert unabhängig von der Variante der Belebungsanlage. Der stündliche Sauerstoffverbrauch wird beispielhaft mit $OV_h = 100 \text{ kg/h}$ und der α -Wert mit $\alpha = 0,6$ angesetzt. Die gewählten Zahlenwerte der Parameter sind in nachstehender Tabelle aufgeführt. Bei der +/- 10 %igen Änderung der Einflussgrößen werden diese in einem realistischen Bereich geändert.

Tabelle 8: Zahlenwerte für 100 % und um +/- 10 % geänderte Werte zur Sensitivitätsbetrachtung

Parameter	Einheit	100 %-Wert	+ 10 %	- 10 %
Sauerstoffverbrauch OV_h	kg/h	100	110	90
α -Wert	-	0,60	0,66	0,54
Wassertemperatur T_w	°C	15	16,5	13,5
Sauerstoffkonzentration C_X	mg/L	2	2,2	1,8
Einblastiefe h_D	m	5	5,5	4,5

Nachstehende Abbildung 39 zeigt das Ergebnis der Sensitivitätsbetrachtung für die erforderliche Sauerstoffzufuhr erf.SOTR in %.

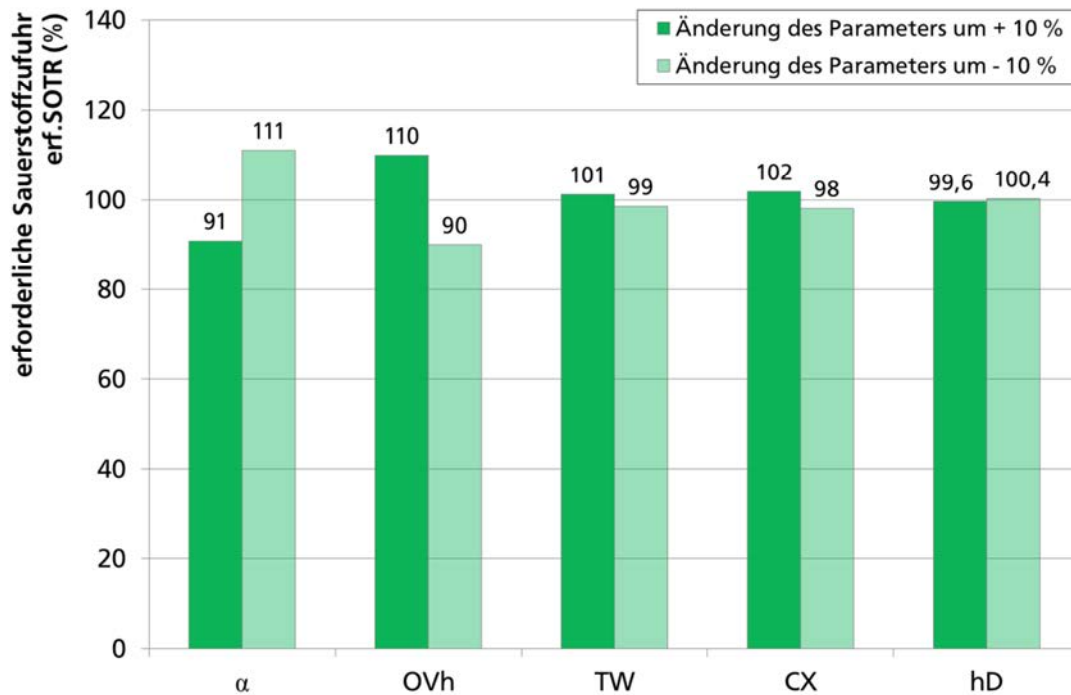


Abbildung 39: Ergebnis der Sensitivitätsbetrachtung für die erforderliche Sauerstoffzufuhr erf.SOTR bei Änderung der einzelnen Parameter um +/- 10 %

Eine 10 %ige Änderung des Sauerstoffverbrauchs OV und des α -Wertes beeinflussen das Ergebnis der erforderlichen Sauerstoffzufuhr annähernd gleichermaßen um ca. 10 %. Die 10 %ige Änderung der Parameter Wassertemperatur T_w , Sauerstoffkonzentration C_X und Einblastiefe h_D kann bezogen auf die erforderliche Sauerstoffzufuhr vernachlässigt werden.

Weicht man allerdings von dieser Sensitivitätsbetrachtung ab und ändert die Wassertemperatur in dem Bemessungsbeispiel nicht um 10 % sondern auf in der Praxis

mögliche 20°C bzw. auf 10°C wirkt sich diese Änderung der Wassertemperatur mit +/- 5 % auf das Ergebnis der erforderlichen Sauerstoffzufuhr aus. Gleiches gilt für die Sauerstoffkonzentration C_X . Wird diese auf in der Praxis übliche Werte von 1,5 mg/L oder 2,5 mg/L geändert, ändert sich das Ergebnis der erforderlichen Sauerstoffzufuhr ebenfalls um rund +/- 5 %.

Die Sensitivitätsbetrachtung zeigt, dass der Sauerstoffverbrauch und der α -Wert die maßgebenden Parameter bei der Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr sind und den größten Einfluss besitzen. Die weiteren Parameter, vor allem die Wassertemperatur und die Sauerstoffkonzentration dürfen aber bei der Bemessung nicht vernachlässigt werden.

Nach der Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr erfolgt zur Dimensionierung des Belüftungssystems die Berechnung des erforderlichen Luftvolumenstroms entsprechend Gleichung 26 (nachstehend nochmals abgebildet als Gleichung 62).

$$\text{Gleichung 62: } erf. Q_{L,N} = \frac{1.000 \cdot erf. SOTR}{3 \cdot SSOTE \cdot h_D} \quad (\text{m}^3/\text{h})$$

Um hier den Einfluss der Einblastiefe herauszustellen, wird die Sensitivitätsbetrachtung mit einer +/- 10 %igen Änderung der Einflussgrößen ebenfalls auf den erforderlichen Luftvolumenstrom angewendet. Hierzu wird Gleichung 61 in Gleichung 62 eingesetzt:

$$\text{Gleichung 63: } erf. Q_{L,N} = \frac{1.000 \cdot \left(OV_h \cdot \frac{f_d \cdot C_{S,20}}{(f_d \cdot C_{S,T} - C_X) \cdot \theta^{(T-20) \cdot \alpha}} \right)}{3 \cdot SSOTE \cdot h_D} \quad (\text{m}^3/\text{h})$$

Dabei muss beachtet werden, dass sich die spezifische Sauerstoffausnutzung SSOTE in Abhängigkeit der Einblastiefe ändert. Nach Pöpel und Wagner (1993) und DWA-M 229-1 (2012) kann ausgehend von einer festgesetzten spezifischen Sauerstoffzufuhr und einer bestimmten Beckentiefe bei zunehmender Einblastiefe mit einer Abnahme der spezifischen Sauerstoffausnutzung SSOTE von 3 % pro m Einblastiefe gerechnet werden.

Die mittlere spezifische Sauerstoffausnutzung wird für diese Sensitivitätsbetrachtung für eine Einblastiefe von $h_D = 5 \text{ m}$ (entsprechend dem 100 %-Wert) mit $SSOTE = 6 \text{ \%/m}$ angesetzt (vgl. Kapitel 2.6.1, Tabelle 2). Durch die +/- 10 %ige Änderung der Einblastiefe in der Sensitivitätsbetrachtung ändert sich die spezifische Sauerstoffausnutzung entsprechend bei $h_D = 5,5 \text{ m}$ auf $SSOTE = 5,91 \text{ \%/m}$ und bei $h_D = 4,5 \text{ m}$ auf $SSOTE = 6,09 \text{ \%/m}$.

Folgende Abbildung 40 stellt das Ergebnis der Sensitivitätsbetrachtung für den erforderlichen Luftvolumenstrom $Q_{L,N}$ in % dar. Es zeigt sich, dass für die Dimensionierung des erforderlichen Luftvolumenstroms die Einblastiefe annähernd gleich dem α -Wert und dem Sauerstoffverbrauch die Bemessung beeinflusst.

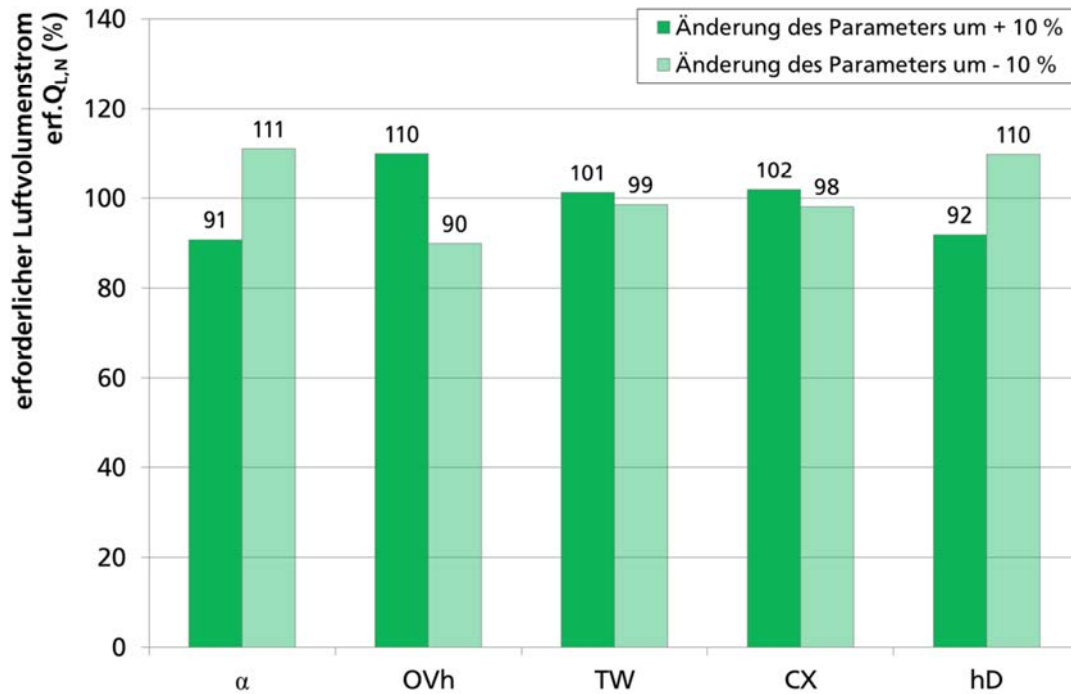


Abbildung 40: Ergebnis der Sensitivitätsbetrachtung für den erforderlichen Luftvolumenstrom $erf.Q_{L,N}$ bei Änderung der einzelnen Parameter um +/- 10 %

Nach DWA-M 229-1 (2012) liegen übliche Einblastiefen zwischen 4 m und 6 m. Zur Verdeutlichung des Einflusses der Einblastiefe ist in nachstehender Abbildung 41 der erforderliche Luftvolumenstrom für die Einblastiefen 4 m, 5 m, 6 m, 7 m, 8 m und 9 m abgebildet. Die spezifische Sauerstoffausnutzung ist entsprechend der geänderten Einblastiefe angepasst. Der erforderliche Luftvolumenstrom bei einer Einblastiefe von 5 m ist dabei auf 100 % gesetzt und die Luftvolumenströme der weiteren Einblastiefen sind in Relation dazu ebenfalls in Prozent angegeben.

Ferner stellt Abbildung 41 die erforderliche Nettogleistung dar, die zur Sicherstellung des erforderlichen Luftvolumenstroms notwendig ist. Pöpel (1985) gibt für das Einbringen von 1 m³ Luft in Wasser pro Meter Wassertiefe eine notwendige spezifische Energie von $e = 2,72 \text{ Wh}/(\text{m}^3_N \cdot \text{m})$ an. Unter Berücksichtigung der Volumenänderung durch den Luftblasenaufstieg erhält man die spezifische Mischleistung P_{BB} über nachstehende Gleichung (Frey, 1993):

$$\text{Gleichung 64: } P_{BB} = q_{L,BB} \cdot \frac{20,7}{(20,7 + h_D)} \cdot h_D \cdot e \quad (\text{W}/\text{m}^3_{VBB})$$

Mit dieser spezifischen Kennzahl kann, ohne Berücksichtigung von Leistungsverlusten und unabhängig des Gebläsetyps, die aufzubringende Leistung für den erforderlichen Luftvolumenstrom bei den unterschiedlichen Einblastiefen berechnet werden. Auch die erforderliche Nettoleistung wird in Abbildung 41 in Prozent angegeben (für $h_D = 5$ m mit 100 %).

Diese Betrachtung zeigt deutlich die Abnahme des erforderlichen Luftvolumenstroms mit steigender Einblastiefe. Theoretisch ist bei einer Einblastiefe von 6 m im Vergleich zu 4 m ein um mehr als 30 %-Punkte niedrigerer Luftvolumenstrom erforderlich. Um diesen niedrigeren Luftvolumenstrom bei der dann um 2 m höheren Wassersäule zu erreichen, sind nach dieser Betrachtung rund 4 %-Punkte weniger Nettoleistung erforderlich. Die erforderliche Nettoleistung³⁰ relativiert die scheinbar hohe Einsparung des erforderlichen Luftvolumenstroms mit steigender Einblastiefe.

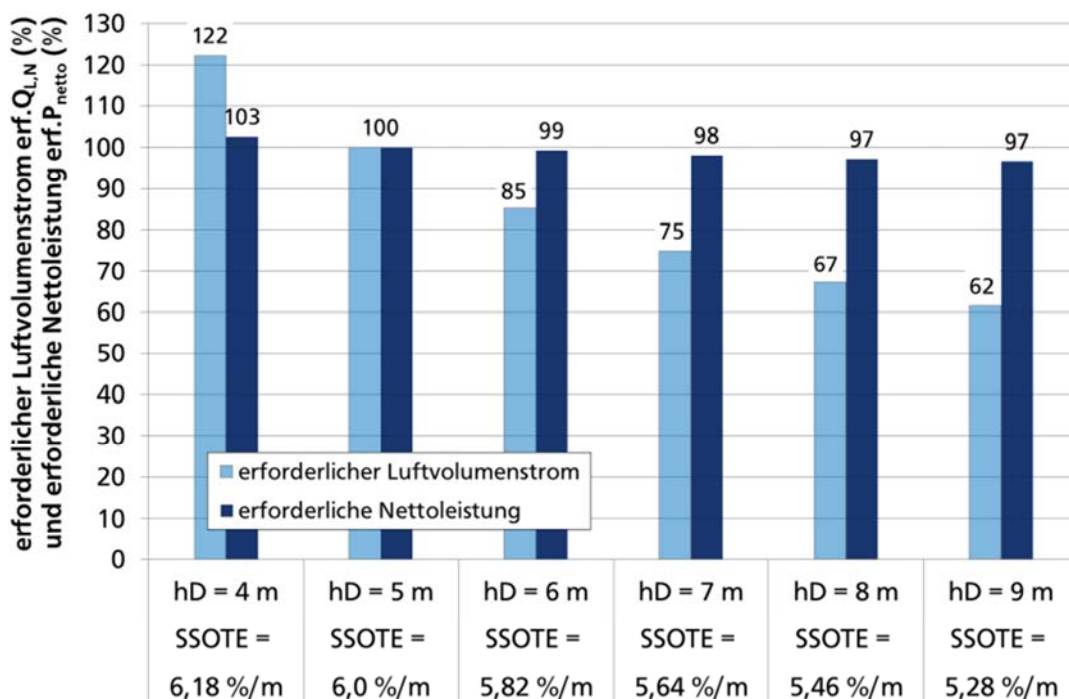


Abbildung 41: Erforderlicher Luftvolumenstrom erf. $Q_{L,N}$ und erforderliche Nettoleistung erf. P_{netto} für die Einblastiefen 4 m bis 9 m angegeben in %

Unter den hier herausgearbeiteten maßgebenden Parametern, dem α -Wert und dem Sauerstoffverbrauch zur Dimensionierung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr sowie zusätzlich die Einblastiefe zur Berechnung des erforderlichen Luftvolumenstroms, stellt der α -Wert die größte Unsicherheit dar, da eine präzise Annahme aufgrund vieler Einflussfaktoren kaum möglich scheint. Folgendes Kapitel soll diesbezüglich als Entscheidungshilfe zur Annahme von α -Werten dienen. Es werden α -Werte in Abhängigkeit der Verfahrensvariante zur Stickstoffelimination angegeben und begründet.

³⁰ Die in der Abwasserbehandlung eingesetzten Druckluftherzeugern (Drehkolbengebläse, Turboverdichter, Schraubenverdichter) unterscheiden sich hinsichtlich des spezifischen Energieverbrauchs in Abhängigkeit der Einblastiefe. Der hier allgemein dargestellte Verlauf der erforderlichen Nettoleistung in Abhängigkeit der Einblastiefe ist nicht 1:1 auf die Druckluftherzeuger übertragbar.

6.2 Erforderliche Sauerstoffzufuhr in Abhängigkeit der Varianten zur Stickstoffelimination

Auf Basis der im Rahmen dieser Arbeit erzielten Ergebnisse (vgl. Kapitel 5), der Abhängigkeiten der Sauerstoffzufuhr unter Betriebsbedingungen, genauer der Abhängigkeiten des α -Wertes von Reinigungsziel und Schlammbelastung können verschiedene Verfahrensvarianten des Belebungsverfahrens hinsichtlich der rechnerisch zu ermittelnden erforderlichen Sauerstoffzufuhr unterschieden und beurteilt werden. Die Unterschiede beruhen dabei vorrangig auf den unterschiedlich anzusetzenden α -Werten.

6.2.1 Empfehlung von α -Werten in Abhängigkeit der Varianten zur Stickstoffelimination

Der α -Wert stellt in gewisser Weise eine bestimmte Sicherheit für die Bemessung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr dar und sollte daher nicht überschätzt und so genau wie möglich angenommen werden. Wird der α -Wert zu hoch angesetzt, werden der Bemessung Sicherheiten entzogen und das Belüftungssystem evtl. zu klein dimensioniert. Nimmt man einen zu niedrigen α -Wert an, kann das Belüftungssystem evtl. überdimensioniert werden.

Nachstehende Tabelle 9 führt α -Werte für den maximalen Lastfall entsprechend der unterschiedlichen Verfahrensvarianten auf.

Tabelle 9: α -Werte für den maximalen Lastfall entsprechend der einzelnen Verfahrensvarianten zur Stickstoffelimination

Verfahrensvariante zur Stickstoffelimination	α_{\min}
kontinuierlich betriebene Denitrifikation (simultan, intermittierend, alternierend, vorgeschaltet)	0,60
SBR-Verfahren	0,50
MBR-Verfahren (TS ~ 12 g/L; t_{TS} ~ 25 d)	0,50
simultane aerobe Stabilisierung	0,70

Die dargestellten α -Werte für die kontinuierlich betriebene Denitrifikation und die simultane aerobe Stabilisierung entsprechen den in dieser Arbeit abgeleiteten Bemessungswerten in Tabelle 7 (Kapitel 5.5.5).

Begründet werden die Unterschiede nachstehend hauptsächlich durch den Einfluss der Schlammbelastung und beim MBR-Verfahren durch den Einfluss der Trockensubstanzkonzentration. Es wird dabei von volldurchmischten Belebungsbecken ausgegangen. In längsdurchströmten Belebungsbecken, in denen sich eine Pfropfenströmung

ausbildet, wird sich im Zulaufbereich eines Belebungsbeckens immer ein niedrigerer α -Wert einstellen als im Auslaufbereich (Reichert, 1997; Rosso 2008).

Für kontinuierlich betriebene Belebungsanlagen mit simultaner, intermittierender, alternierender oder vorgeschalteter Denitrifikation wird ein α -Wert von 0,6 empfohlen. Bei einer vorgeschalteten Denitrifikation mit einem großen V_D/V_{BB} -Verhältnis von 0,5 kann der α -Wert aufgrund der sich ergebenden höheren Pufferwirkung gegenüber der Abwasserinhaltsstoffe durch die dann größere vorgeschaltete anoxische Zone etwas erhöht mit 0,65 angenommen werden. Gegenteilig dazu wird der α -Wert für die nachgeschaltete Denitrifikation mit 0,55 etwas niedriger liegen, da die Zulauffracht direkt in das belüftete Becken trifft und die aerobe Schlammbelastung erhöht.

Für die Kaskaden-Denitrifikation, je nach Ausführung als vorgeschaltete oder simultane Denitrifikation, sollte im Mittel ebenfalls mit einem α -Wert von 0,6 gerechnet werden. Abhängig von der Zulaufaufteilung muss hier der α -Wert in der ersten Kaskade etwas niedriger angenommen werden als in der letzten Kaskade.

Für SBR-Anlagen sollte der α -Wert mit 0,5 und damit niedriger als für kontinuierlich durchflossene Belebungsanlagen angesetzt werden, da hier nach der Füllung, zu Beginn der Reaktionsphase mit einer höheren Schlammbelastung zu rechnen ist. Dies wird auch in der Bemessung der Schlammbelastung nach DWA-Merkblatt 210 (2009) zum Ausdruck gebracht, indem hier die Schlammbelastung um den Faktor t_Z/t_R erhöht wird. Dementsprechend verkleinert sich auch das nur auf die biologische Reaktion bezogene Schlammalter um den Faktor t_R/t_Z .

Bei MBR-Anlagen wirkt sich der höhere Trockensubstanzgehalt sehr stark auf den α -Wert aus. Das DWA-Merkblatt 227 (2011) gibt hier für Feststoffkonzentrationen von 10 bis 12 g/L einen α -Wert von maximal 0,5 an. Dies entspricht auch den Untersuchungen von Krause (2005) und Henkel (2010). In Anlehnung an diese Literaturstellen wird für eine TS-Konzentration von 12 g/L und ein Schlammalter von 25 d ein α -Wert von 0,5 empfohlen.

Für Belebungsanlagen zur simultanen aeroben Stabilisierung kann aufgrund der niedrigen Schlammbelastung der α -Wert mit 0,7 angesetzt werden. Dies entspricht sowohl den Angaben der DWA-M 229-1 (2012) als auch den eigenen Untersuchungen.

Von einem generellen Einfluss der Vorklärung auf den α -Wert wird bezüglich der Bemessung nicht ausgegangen. Das Volumen des Belebungsbeckens wird bei Anlagen ohne Vorklärung aufgrund der höheren Frachten größer dimensioniert. Trotz der größeren Zulauffrachten wird dadurch die Schlammbelastung nicht entscheidend erhöht. Allerdings wird die Denitrifikationskapazität, das Verhältnis $S_{NO_3,D}/C_{BSB,ZB}$ kleiner was ein kleineres Verhältnis V_D/V_{BB} zur Folge hat. Dies wiederum könnte im Einzelfall einen niedrigeren α -Wert bewirken.

Wird allerdings bei einer bestehenden Belebungsanlage die Vorklärung außer Betrieb genommen oder zum Teil umfahren, um beispielsweise die Denitrifikationskapazität zu erhöhen, kann davon ausgegangen werden, dass sich ein niedrigerer α -Wert einstellt.

6.2.2 Vergleich der erforderlichen Sauerstoffzufuhr in Abhängigkeit der Varianten zur Stickstoffelimination

Nachstehend werden die vorgeschaltete, die simultane und die intermittierende Denitrifikation³¹ sowie das SBR-, das MBR-Verfahren und die simultane aerobe Stabilisierung bezüglich der erforderlichen Sauerstoffzufuhr verglichen.

Bei dem Vergleich wird die jeweilige Belebungsanlage entsprechend den Empfehlungen der DWA nach dem ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) und den DWA-Merkblättern M 210 (2009), M 227 (2011) bemessen. Die erforderliche Sauerstoffzufuhr wird gemäß DWA-Merkblatt 229-1 (2012) ermittelt.

Der Vergleich für Anlagen zur Stickstoffelimination beruht auf einem Bemessungsbeispiel der Größenklasse 4 für 50.000 Einwohnerwerte. Die erforderliche Sauerstoffzufuhr wird in den folgenden Diagrammen als spezifische erforderliche Sauerstoffzufuhr weitestgehend unabhängig von den angeschlossenen Einwohnerwerten dargestellt.

Bemessen werden der Sauerstoffverbrauch und die erforderliche Sauerstoffzufuhr für den maximalen Lastfall. Hierzu werden die einwohnerspezifischen Frachten entsprechend dem ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) und die Ablaufwerte entsprechend den Grenzwerten nach der Abwasserverordnung (2004) zugrunde gelegt. Die Stickstoffbilanz wird gemäß ATV-A 131 (2000) zur Ermittlung des Volumenanteils für die Denitrifikation V_D/V_{BB} , den Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation sowie die Sauerstoffeinsparung durch die Denitrifikation durchgeführt. Für die Bemessung des Schlammalters wird eine minimale Wassertemperatur von 10°C und für den Sauerstoffverbrauch sowie die erforderliche Sauerstoffzufuhr eine maximale Wassertemperatur von 20°C angesetzt. Die für die Bemessung der jeweiligen Anlage wesentlichen Parameter sind in nachstehender Tabelle 10 aufgelistet.

Für die vorgeschaltete, die simultane und die intermittierende Denitrifikation sowie die SBR-Anlage wird die Trockensubstanzkonzentration mit 3,5 g/L, für die MBR-Anlage mit 12 g/L und für die simultane aerobe Stabilisierung mit 4 g/L angenommen. Bis auf die simultane aerobe Stabilisierung werden die Anlagen mit Vorklärung ausgelegt, wodurch sich bei der simultanen aeroben Stabilisierung eine niedrigere Denitrifikationskapazität $S_{NO3,D}/C_{BSB,ZB}$ ergibt, was sich auch auf das Verhältnis V_D/V_{BB} aus.

³¹ Die alternierende und die Kaskaden-Denitrifikation werden bei diesem Vergleich nicht dargestellt, da diese sich bezüglich der erforderlichen Sauerstoffzufuhr von der vorgeschalteten, der simultanen und der intermittierenden Denitrifikation nicht wesentlich unterscheiden. Die nachgeschaltete Denitrifikation wird aufgrund der geringen Praxisrelevanz ebenfalls nicht dargestellt.

Tabelle 10: Wesentliche Parameter für das Bemessungsbeispiel der jeweiligen Anlage

		vorg. Deni.	sim. Deni.	int. Deni.	SBR	MBR	sim.a. Stab.
TS	g/L	3,5	3,5	3,5	3,5	12	4
$S_{NO_3,D}/C_{BSB,ZB}$	-	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,10
V_D/V_{BB}	-	0,29	0,43	0,43	0,43	0,29	0,34
$t_{TS,Bem,aerob}$	d	9,3	9,3	9,3	9,3	17,7	16,5
$t_{TS,Bem,gesamt}$	d	13	16	16	16	25	25
$V_{BB,gesamt}$	m ³	7.160	8.550	8.550	8.550	3.590	18.750
$V_{BB,gesamt}$	L/EW	143	171	171	171	72	375
$B_{TS,gesamt}$	kg BSB ₅ / (kg TS·d)	0,090	0,075	0,075	0,075	0,052	0,040
OV_d	kg O ₂ /d	3.425	3.500	3.500	3.500	3.620	4.630
f_C	-	1,17	1,14	1,14	1,14	1,10	1,10
f_N	-	1,97	1,77	1,77	1,77	1,50	1,50
OV_h	kg O ₂ /h	210	200	200	265	185	230
α -Wert	-	0,6	0,6	0,6	0,5	0,5	0,7
erf.SOTR	kg O ₂ /h	425	400	705	1.130	450	395
erf.SSOTR ³²	g/(m ³ _{V_{BB}} ·h)	84	83	83	132	177	32

Der weitere Unterschied im Verhältnis V_D/V_{BB} in Tabelle 10 beruht auf dem Unterschied zwischen den Verfahren mit getrennten Denitrifikationsbecken wie bei der vorgeschalteten Denitrifikation und den Verfahren mit ungeteilten Becken, wie bei der simultanen und der intermittierenden Denitrifikation oder auch beim SBR-Verfahren. Bei der vorgeschalteten Denitrifikation ist der gesamte zufließende Kohlenstoff für die Denitrifikation verfügbar. Bei den Verfahren ohne getrenntes Denitrifikationsbecken liegt der während der Nitrifikationsphase zufließende leicht abbaubare Kohlenstoff für die Denitrifikation nicht vor. Daher muss das Verhältnis V_D/V_{BB} bei diesen Verfahrensvarianten größer ausfallen (ATV-A 131, 2000; Kayser, 2001).

Die MBR-Anlage wird als vorgeschaltete Denitrifikation mit einem Gesamtschlammalter von 25 d bemessen. Ebenso wird für die simultane aerobe Stabilisierung das Gesamtschlammalter mit 25 d gewählt. Bei den Verfahren der simultanen und der intermittierenden Denitrifikation sowie bei dem SBR-Verfahren errechnet sich ein

³² Die erforderliche spezifische Sauerstoffzufuhr bezieht sich auf das jeweils zu belüftende Belebungsbeckenvolumen.

Gesamtschlammalter von 16 d. Durch das kleinere V_D/V_{BB} -Verhältnis bei der vorgeschalteten Denitrifikation ergibt sich hier ein etwas niedrigeres Schlammalter mit 13 d. Entsprechend dem unterschiedlichen Gesamtschlammalter verhalten sich auch das Volumen des Belebungsbeckens sowie die Gesamtschlammbelastung. Die Ausnahme stellt dabei das MBR-Verfahren dar; das Belebungsbecken sowie die Schlammbelastung berechnen sich aufgrund der hohen TS-Konzentration zu kleineren Werten als bei den anderen Verfahren.

Der mittlere Tagessauerstoffbedarf OV_d liegt bei den verglichenen Verfahren in der gleichen Größenordnung. Bei der simultanen aeroben Stabilisierung errechnet sich aufgrund der höheren Zulaufkraft durch die fehlende Vorklärung ein höherer mittlerer Tagessauerstoffbedarf.

Der maximale stündliche Sauerstoffverbrauch berechnet sich nach Gleichung 18 und für SBR-Anlagen nach Gleichung 19 über die Stoßfaktoren f_C und f_N . Die Stoßfaktoren ergeben sich nach ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) entsprechend dem Schlammalter.

Für die vorgeschaltete Denitrifikation berechnet sich der maximale Sauerstoffverbrauch im Vergleich zur simultanen oder intermittierenden zu einem 5 % höheren Wert, da hier die Stoßfaktoren aufgrund des etwas niedrigeren Schlammalters höher angesetzt werden. Bei der SBR-Anlage bezieht sich der stündliche Sauerstoffverbrauch nicht auf 24 h pro Tag sondern auf die tägliche zyklusbedingte Reaktionszeit. Aus diesem Grund ergibt sich hier ein höherer stündlicher Sauerstoffverbrauch. Bei der MBR-Anlage ergeben sich aufgrund des hohen Schlammalters niedrige Stoßfaktoren und somit ein niedrigerer stündlicher Sauerstoffbedarf.

Die erforderliche Sauerstoffzufuhr berechnet sich nach Gleichung 61 mit den jeweils in Tabelle 10 aufgeführten α -Werten. Für das Bemessungsbeispiel wird dabei eine Einblastiefe von $h_D = 5$ m und eine Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken von $C_X = 2$ mg/L angesetzt. Die Absolutwerte für die erforderliche Sauerstoffzufuhr erf.SOTR in kg/h sowie die erforderliche spezifische Sauerstoffzufuhr erf.SSOTR in $g/(m^3_{V_{BB}} \cdot h)$ sind in Tabelle 10 dargestellt, wobei sich die erforderliche spezifische Sauerstoffzufuhr auf das jeweils zu belüftende Belebungsbeckenvolumen bezieht.

Nachstehende Abbildung 42 zeigt die in Relation zum maximalen Sauerstoffverbrauch gesetzte erforderliche Sauerstoffzufuhr in $kg\ O_2/kg\ O_2$. Für die vorgeschaltete und die simultane Denitrifikation sind 2 kg Sauerstoff pro kg maximaler Sauerstoffverbrauch zuzuführen. Dies entspricht den Angaben von Wagner (2003), der die standardisierte erforderliche Sauerstoffzufuhr mit dem etwa zweifachen Spitzen-Sauerstoffbedarf beziffert.

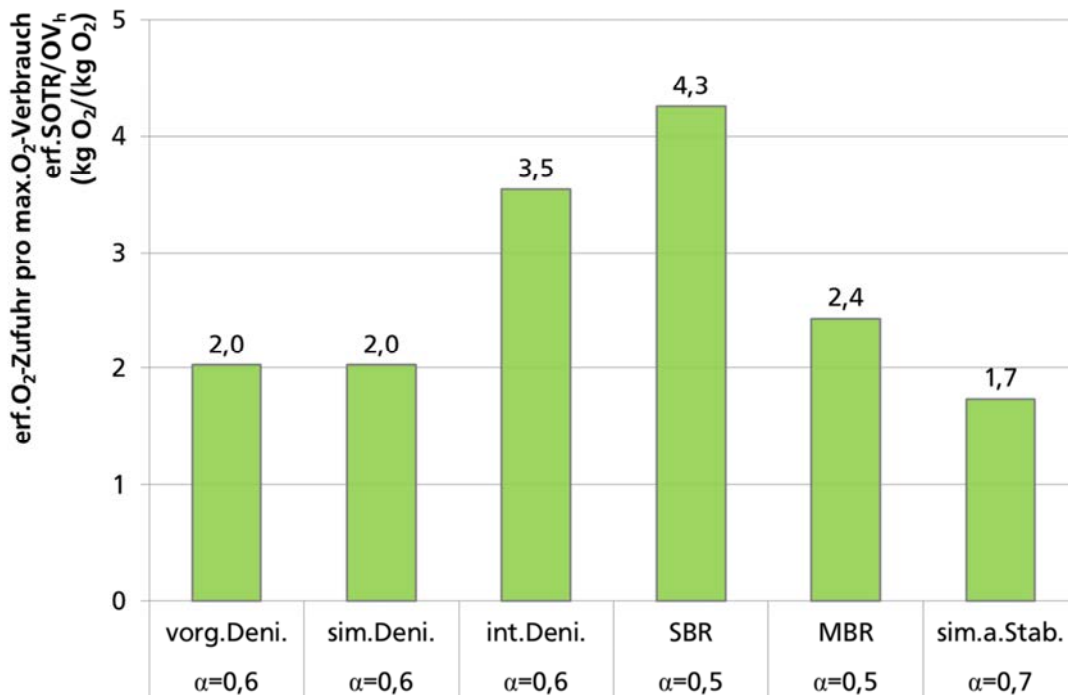


Abbildung 42: Vergleich der Varianten zur Stickstoffelimination; erf. Sauerstoffzufuhr pro max. Sauerstoffverbrauch in kg O₂-Zufuhr/kg O₂-Verbrauch

Bei der intermittierenden Denitrifikation erhöht sich die erforderliche Sauerstoffzufuhr durch den intermittierenden Betrieb auf einen Wert von 3,5 kgO₂/kgO₂. Gleiches gilt für den SBR, wobei hier zusätzlich der niedriger angesetzte α -Wert die erforderliche Sauerstoffzufuhr noch weiter erhöht. Beim MBR-Verfahren wirkt sich ebenfalls der niedrige α -Wert auf die erforderliche Sauerstoffzufuhr aus. Die simultane aerobe Stabilisierung weist aufgrund des höheren α -Wertes den niedrigsten Wert auf.

Die in Abbildung 42 dargestellten Werte der spezifischen Sauerstoffzufuhr bezogen auf den stündlichen Sauerstoffbedarf gelten für die Größenklasse 4 unabhängig von den der Bemessung zu Grunde gelegten Einwohnerwerten. Im Verhältnis gelten die Werte auch für die Größenklasse 5³³. Gleiches gilt für die spezifische erforderliche Sauerstoffzufuhr pro zu belüftendem Belebungsbeckenvolumen, dargestellt in Abbildung 43. Auch hier gelten die angegebenen Werte unabhängig den Einwohnerwerten für die Größenklasse 4 und im Verhältnis auch für die Größenklasse 5.

³³ Es ist dabei zu beachten, dass die simultane aerobe Stabilisierung nach dem DWA-Arbeitsblatt 226 (2009) für Anlagen > 50.000 EW nicht empfohlen wird.

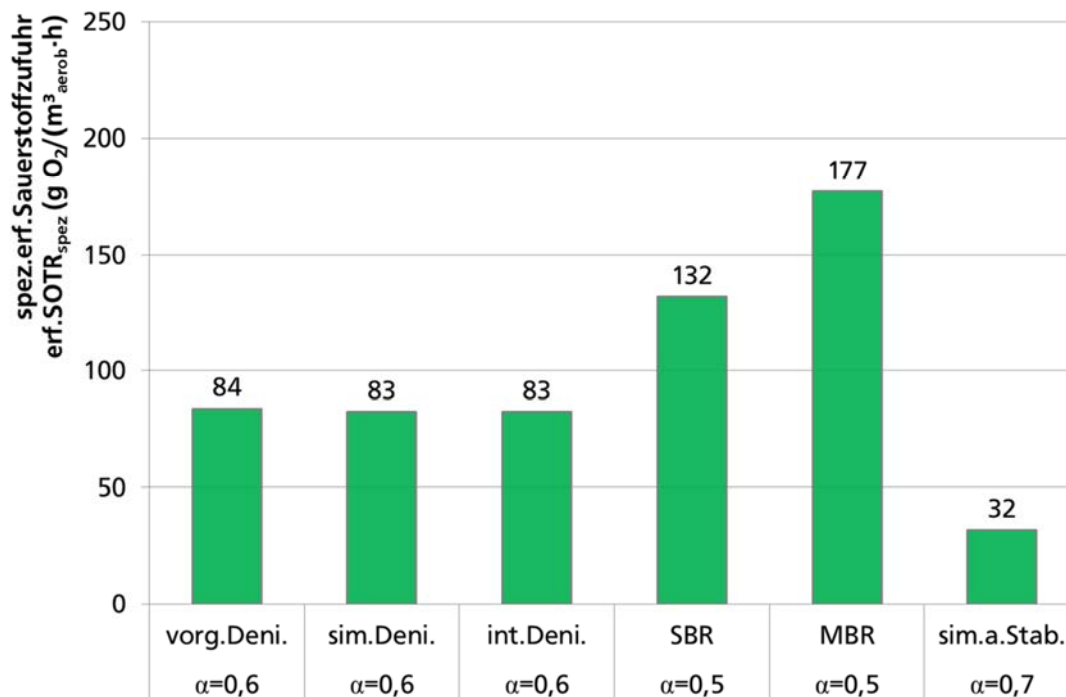


Abbildung 43: Vergleich der Varianten zur Stickstoffelimination anhand der spezifischen erforderlichen Sauerstoffzufuhr in g O₂/(m³_{VBB}·h)

Abbildung 43 zeigt, dass bei der vorgeschalteten, der simultanen sowie der intermittierenden Denitrifikation die gleiche Sauerstoffzufuhr pro m³ belüftetem Beckenvolumen notwendig ist, wobei sich der Wert für die intermittierende Denitrifikation auf das gesamte Beckenvolumen bezieht.

Beim SBR-Verfahren ist aufgrund des niedrigeren α -Wertes und des zyklusbedingen Betriebes eine höhere spezifische Sauerstoffzufuhr erforderlich. Beim MBR-Verfahren ergibt sich hier wegen des kleineren Beckenvolumens und des niedrigeren α -Wert ein hoher spezifischer Wert. Bei der simultanen aeroben Stabilisierung ist dagegen durch das große Beckenvolumen und den höheren α -Wert eine sehr kleine spezifische erforderliche Sauerstoffzufuhr notwendig.

Nachstehende Abbildung 44 zeigt, dass sich der spezifische erforderliche Luftvolumenstrom in m³/(m³_{VBB}·h) im Verhältnis gleich der spezifischen erforderlichen Sauerstoffzufuhr ergibt. Es ist allerdings bei diesem spezifischen Luftvolumenstrom das jeweils zu belüftende Belebungsbeckenvolumen zu berücksichtigen. Der in Abbildung 44 ebenfalls dargestellte absolute erforderliche Luftvolumenstrom in m³/h zeigt, dass für die vorgeschaltete und simultane Denitrifikation, das MBR-Verfahren und die simultane aerobe Stabilisierung der annähernd gleiche absolute Luftvolumenstrom benötigt wird. Für die intermittierende Denitrifikation und das SBR-Verfahren ist ein zum Teil wesentlich höherer erforderlicher absoluter Luftvolumenstrom zu installieren.

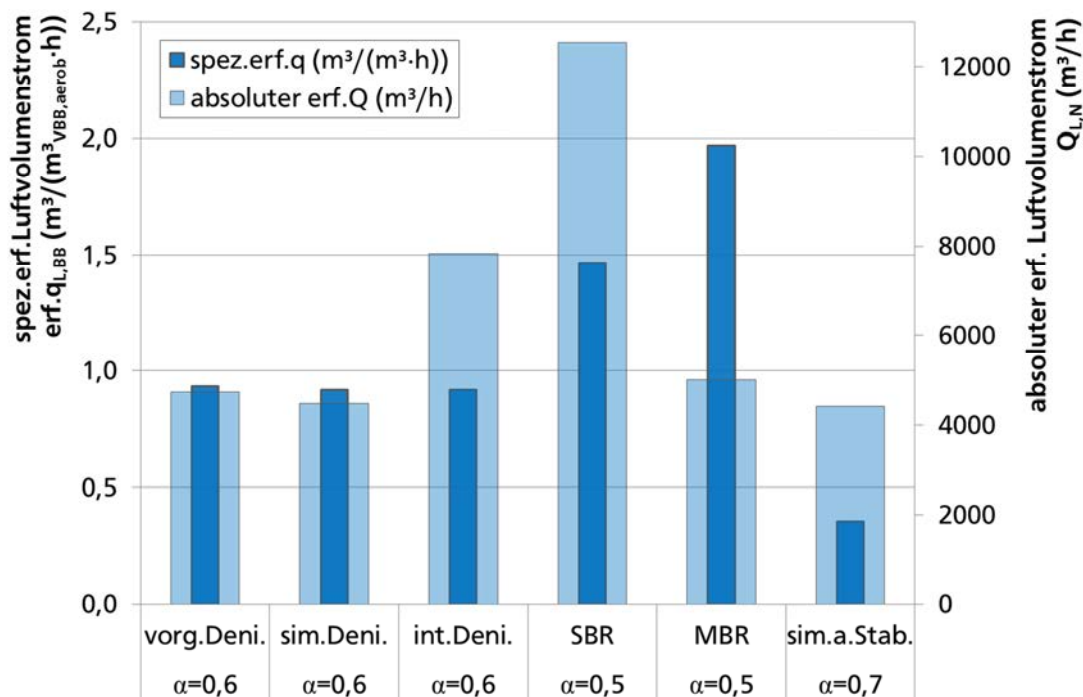


Abbildung 44: Vergleich der Varianten zur Stickstoffelimination anhand des spezifischen erforderlichen Luftvolumenstroms in $\text{m}^3/(\text{m}^3_{\text{VBB}} \cdot \text{h})$ und des absoluten in m^3/h

Im folgenden Kapitel wird die Bemessung der maximalen, mittleren und minimalen Lastfälle aufgezeigt und diskutiert. In Abhängigkeit der Verfahrensvariante werden für die unterschiedlichen Lastfälle α -Werte für die Bemessung von Belüftungssystemen empfohlen.

6.3 Bemessung der maximalen, mittleren und minimalen erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Die erforderliche Sauerstoffzufuhr ist entsprechend der Lastfälle für den maximalen, den mittleren und den minimalen Sauerstoffbedarf nach dem ATV-Arbeitsblatt 198 (2003) sowie dem DWA-Merkblatt 229-1 (2012) (beschrieben in Kapitel 2.5.1.3) zu ermitteln.

Zur Dimensionierung der Belüftungseinrichtung sind vor allem die Lastfälle für den maximalen und den minimalen Sauerstoffbedarf maßgebend. Die erforderliche Sauerstoffzufuhr muss für den maximalen Belastungszustand ausgelegt werden, um dem Belebungsbecken zur Einhaltung der Ablaufwerte bei Spitzenlast ausreichend Sauerstoff zuführen zu können. Der minimale Lastfall ist entscheidend für die notwendige Abstufung der Druckluftherzeuger sowie der Mindestbeaufschlagung der Belüfterelemente. Die minimale erforderliche Sauerstoffzufuhr ergibt sich in den belastungsschwachen Jahreszeiten in den Nachtstunden. Wird die minimale erforderliche Sauer-

stoffzufuhr nicht berücksichtigt, kann dies zu einer überhöhten Sauerstoffkonzentration in der belüfteten Zone und somit zur Beeinträchtigung der Denitrifikation führen.

Zusätzlich zu der maximalen und der minimalen sollte auch die mittlere erforderliche Sauerstoffzufuhr berechnet werden. Die mittlere erforderliche Sauerstoffzufuhr bezieht sich auf die im Jahresmittel zu erwartende mittlere Schmutzfracht und die mittlere Jahrestemperatur entsprechend dem Lastfall für den durchschnittlichen Sauerstoffbedarf. Sie dient der Ermittlung des Jahresenergiebedarfs der Belüftung (DWA-M 229-1, 2012). Es ist davon auszugehen, dass es sich bei der mittleren erforderlichen Sauerstoffzufuhr nicht um einen festen Wert sondern eher um einen Bereich handelt. Da dieser mittlere Bereich den häufigsten Bedarfsfall beschreiben wird, sollte das Belüftungssystem hier besonders energieeffizient betrieben werden können.

Nachstehend werden die maßgebenden Lastfälle detailliert und Empfehlungen für die anzusetzenden Parameter, vor allem für den α -Wert vorgeschlagen.

6.3.1 Empfehlung zur Ermittlung der maximalen, mittleren und minimalen erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Die Sensitivitätsbetrachtung in Kapitel 6.1 zeigt bei der Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr den Sauerstoffverbrauch und den α -Wert als die entscheidenden Parameter. Die Berechnung der maximalen, der mittleren und der minimalen Sauerstoffzufuhr hängt dementsprechend vor allem von diesen beiden Größen ab.

Der Sauerstoffverbrauch ist für den maximalen Lastfall nach dem ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) für die Kohlenstoffelimination, die Nitrifikation und die Sauerstoffeinsparung aus der Denitrifikation mit der maximalen Belastung inklusive den Stoßfaktoren f_C und f_N zu berechnen.

Dem mittleren Lastfall ist gemäß DWA-M 229-1 (2012) die mittlere Belastung zugrunde zu legen. Der Sauerstoffverbrauch ist hier ebenfalls für die Kohlenstoffelimination, die Nitri- und die Denitrifikation zu berechnen, wobei die Stoßfaktoren f_C und f_N mit dem Wert 1 anzusetzen sind.

Für den minimalen Lastfall ist anzunehmen, dass dem Belebungsbecken kein Abwasser zufließt und somit auch keine sauerstoffzehrende Substratatmung, keine Nitrifikation und keine Denitrifikation stattfinden. Der Sauerstoffverbrauch ist dann nur für die endogene Atmung der heterotrophen Mikroorganismen bei mittlerer BSB₅-Belastung ohne Stoßfaktoren anzusetzen. Die Gleichung zur Berechnung der endogenen Atmung ist in dieser Arbeit in Kapitel 2.5.1.1 dargestellt (Gleichung 14).

In Anlagen ohne Jahresgang der Zulauffrachten treten gemäß der jahreszeitlichen Temperatur der höchste Sauerstoffverbrauch im Sommer und der niedrigste im Winter auf (Kayser, 2001). Der maximale, mittlere und minimale Sauerstoffverbrauch sind dann entsprechend für die maximale, mittlere und minimale Wassertemperatur zu

ermitteln. Bei Anlagen mit Jahresgang der Zulauffrachten ist darauf zu achten, dass nicht zwangsläufig die höchste Temperatur mit der maximalen Zulaufbelastung und umgekehrt die niedrigste Temperatur mit der minimalen Belastung zusammenfallen muss (Jardin, 2001). Der Sauerstoffverbrauch infolge Kohlenstoffelimination muss bei den drei Lastfällen für die jeweils maßgebende Wassertemperatur und mit dem dieser Wassertemperatur entsprechenden Schlammalter berechnet werden.

Gleich der Bemessung für den Sauerstoffverbrauch sind auch für die Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr dem jeweiligen Lastfall angepasste α -Werte anzunehmen. Für den maximalen Lastfall ist der kleinste α -Wert anzusetzen, für den mittleren und den minimalen Lastfall die entsprechend höheren α -Werte.

Die Ausgestaltung der für die Ermittlung der maximalen, mittleren und minimalen Sauerstoffzufuhr maßgebenden Lastfälle ist in nachfolgender Tabelle 11 zusammengefasst.

Tabelle 11: Empfehlung zur Ausgestaltung der Lastfälle für die erforderliche Sauerstoffzufuhr

	maximaler Lastfall für erf.SOTR _{max}	mittlerer Lastfall für erf.SOTR _{mittel}	minimaler Lastfall für erf.SOTR _{min}
OV _{d,C} ³⁴	endogene und Substratatmung	endogene und Substratatmung	endogene Atmung
	für maximale Belastungsfahrt	für mittlere Belastungsfahrt	für mittlere Belastungsfahrt
	max. T _W	mittlere T _W	min. T _W
OV _{d,N}	für maximale Belastung	für mittlere Belastung	i.d.R. nicht berücksichtigt ³⁵
OV _{d,D}			
OV _h	mit Stoßfaktoren f _C und f _N entsprechend A 131	mit Stoßfaktoren f _C = 1 f _N = 1	mit Stoßfaktoren f _C = 1 f _N = 1
α -Wert	α_{\min}	α_{mittel}	α_{\max}

Die Empfehlungen für die minimalen, mittleren und maximalen α -Werte für die jeweiligen Lastfälle und die unterschiedlichen Verfahrensvarianten sind in nachstehender Tabelle 12 aufgeführt.

³⁴ Gültig nur für Anlagen ohne Jahresgang der Zulauffrachten; bei Anlagen mit Jahresgang der Zulauffrachten fallen die höchste Temperatur und die maximale Zulaufbelastung (bzw. minimale Temperatur und minimale Zulaufbelastung) nicht zwangsläufig zusammen.

³⁵ Im minimalen Lastfall sollten der Sauerstoffverbrauch (OV_{d,N}) bzw. die Sauerstoffeinsparung (OV_{d,D}) bei nitrathaltigem Fremdwasser, bei entsprechender Prozesswasserführung oder bei signifikantem Industrieabwasserzufluss berücksichtigt werden.

Die α -Werte für die kontinuierlich betriebene Denitrifikation, die simultane aerobe Stabilisierung sowie die Kohlenstoffelimination entsprechen den in Tabelle 7 (Kapitel 5.5.5) angegebenen und aus den Messwerten abgeleiteten Bemessungswerten. Die minimalen α -Werte für den maximalen Lastfall sind gleich den in Tabelle 9 (Kapitel 6.2.1) begründeten α -Werten. Die α -Werte für das SBR- und das MBR-Verfahren liegen aufgrund der höheren Schlammbelastung beim SBR- und der höheren TS-Konzentration beim MBR-Verfahren niedriger als bei der kontinuierlichen Denitrifikation. Zusätzlich zu den in Kapitel 6.2.1 diskutierten Verfahrensvarianten wird in Tabelle 12 auch die reine Kohlenstoffelimination aufgeführt.

Tabelle 12: α -Werte für den maximalen, den mittleren und den minimalen Lastfall entsprechend der einzelnen Verfahrensvarianten

Verfahrensvariante	α_{\min}	α_{mittel}	α_{\max}
	(für maximalen Lastfall)	(für mittleren Lastfall)	(für minimalen Lastfall)
kontinuierlich betriebene Denitrifikation (sim., interm., altern., vorg.)	0,60	0,75	0,85
SBR-Verfahren zur Stickstoffelimination	0,50	0,65	0,80
MBR-Verfahren (TS ~ 12 g/L, $t_{\text{TS}} = 25$ d)	0,50	0,60	0,70
simultane aerobe Stabilisierung	0,70	0,80	0,90
Kohlenstoffelimination	0,35	0,50	0,60

Das DWA-Merkblatt 229-1 (2012) schlägt vor, neben den hier dargestellten maximalen, mittleren und minimalen Lastfällen einen weiteren für den Prognose- und Revisionszustand zu ermitteln. Dieser Lastfall dient nicht der Dimensionierung, sondern der Sicherstellung einer ausreichenden verfahrenstechnischen Flexibilität bei zunehmender Belastung oder im Revisionsfall. Für diesen Lastfall kann der dann anzusetzende α -Wert kleiner als die hier angegebenen minimalen α -Werte sein.

In der Literatur wird das Verhältnis des maximalen zum minimalen Lastfall für den Sauerstoffbedarf von Frey (1993) mit 5:1 und von Kayser (2001) mit 7:1 angegeben. Wagner (2003) beschreibt das Verhältnis zwischen der maximalen und der minimalen Sauerstoffzufuhr mit mindestens 10:1. Schröder et al. (2001) geben für die Luftzufuhr und die Belüftungskapazität eine Spanne von 5:1 bis 10:1 an.

Im folgenden Kapitel werden anhand des Bemessungsbeispiels (vgl. Kapitel 6.2.2) die maximalen, mittleren und minimalen Lastfälle für die unterschiedlichen Verfahrensvarianten berechnet.

6.3.2 Vergleich der maximalen, mittleren und minimalen erforderlichen Sauerstoffzufuhr in Abhängigkeit der Verfahrensvarianten

Der Vergleich der maximalen, mittleren und minimalen erforderlichen Sauerstoffzufuhr für die unterschiedlichen Verfahrensvarianten beruht auf den gleichen allgemeinen Annahmen wie das Bemessungsbeispiel in Kapitel 6.2.2. Die dort nicht dargestellte Kohlenstoffelimination wird mit Vorklärung und einer TS-Konzentration von 3,5 g/L berechnet. Das Schlammalter wird dabei auf einen Wert von 4,5 d gesetzt und die Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken mit $C_X = 1 \text{ mg/L}$ angenommen.

In dem Bemessungsbeispiel in Kapitel 6.2.2 ist der maximale Lastfall bereits berechnet. Der mittlere und der minimale Lastfall werden entsprechend den vorangestellten allgemeinen Ausführungen ermittelt. Nach dem DWA-Merkblatt 229-1 (2012) ist für den mittleren Lastfall die im Jahresmittel zu erwartende mittlere Schmutzfracht anzusetzen und sollte in der Praxis auf realen Messwerten beruhen. Da die folgenden Beispielrechnungen nicht auf realen Daten beruhen sondern die allgemeinen Zulaufmengen nach ATV-A 131 (2000) angesetzt werden, wird die mittlere Schmutzfracht mit 65 % der maximalen Fracht angenommen. Diese Annahme ist angelehnt an Ausführungen des ATV-Arbeitsblatts 198 (2003) sowie von Frey (1993) und Steinmann (2011).

Des Weiteren werden die Beispielanlagen ohne Jahresgang der Zulaufmengen bemessen, sodass gemäß der jahreszeitlichen Temperatur der höchste Sauerstoffverbrauch im Sommer und der niedrigste im Winter auftreten. Der maximale, der mittlere und der minimale Sauerstoffverbrauch sowie die jeweilige erforderliche Sauerstoffzufuhr werden dementsprechend für eine maximale Wassertemperatur von 20°C, eine mittlere von 15°C und eine minimale Wassertemperatur von 10°C ermittelt.

Der sich für die Verfahrensvarianten bei den drei Lastfällen ergebende maximale, mittlere und minimale Sauerstoffverbrauch ist in nachstehender Abbildung 45 zur besseren Übersicht in Prozent dargestellt, wobei der maximale Sauerstoffverbrauch für jede Variante mit 100 % angegeben wird. Der spezifische Sauerstoffverbrauch in $\text{g O}_2/(\text{m}^3_{\text{VBB}} \cdot \text{h})$ ist im Anhang in Abbildung 59 aufgeführt. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Verfahrensvarianten, mit Ausnahme der Kohlenstoffelimination, wurden bereits in Kapitel 6.2.2 diskutiert. Nachstehend geht es vor allem um das Verhältnis zwischen dem maximalen und dem minimalen Sauerstoffverbrauch.

Entsprechend den Ausführungen in Tabelle 11 werden die Lastfälle für alle Verfahrensvarianten gleich bemessen. Die Unterschiede des mittleren und minimalen Sauer-

stoffverbrauchs beruhen im Vergleich zum maximalen bei allen Verfahrensvarianten vor allem auf dem Wegfall der zum Teil unterschiedlichen Stoßfaktoren. Wie in Kapitel 6.2.2 beschrieben, werden die Stoßfaktoren nach ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) entsprechend dem Schlammalter ermittelt. Somit ergeben sich bei der vorgeschalteten Denitrifikation aufgrund des etwas niedrigeren Schlammalters leicht höhere Stoßfaktoren als bei der simultanen, der intermittierenden Denitrifikation oder der SBR-Anlage. Dieser Effekt wirkt sich auch bei der Kohlenstoffelimination aus, die durch das niedrigste Schlammalter mit dem höchsten Stoßfaktor (f_C) bemessen wird. Für die MBR-Anlage sowie die simultane aerobe Stabilisierung ergeben sich aufgrund des hohen Schlammalters von 25 d noch niedrigere Stoßfaktoren und durch den Wegfall dieser ein im Vergleich zu den anderen Varianten prozentual höherer mittlerer und minimaler Sauerstoffverbrauch.

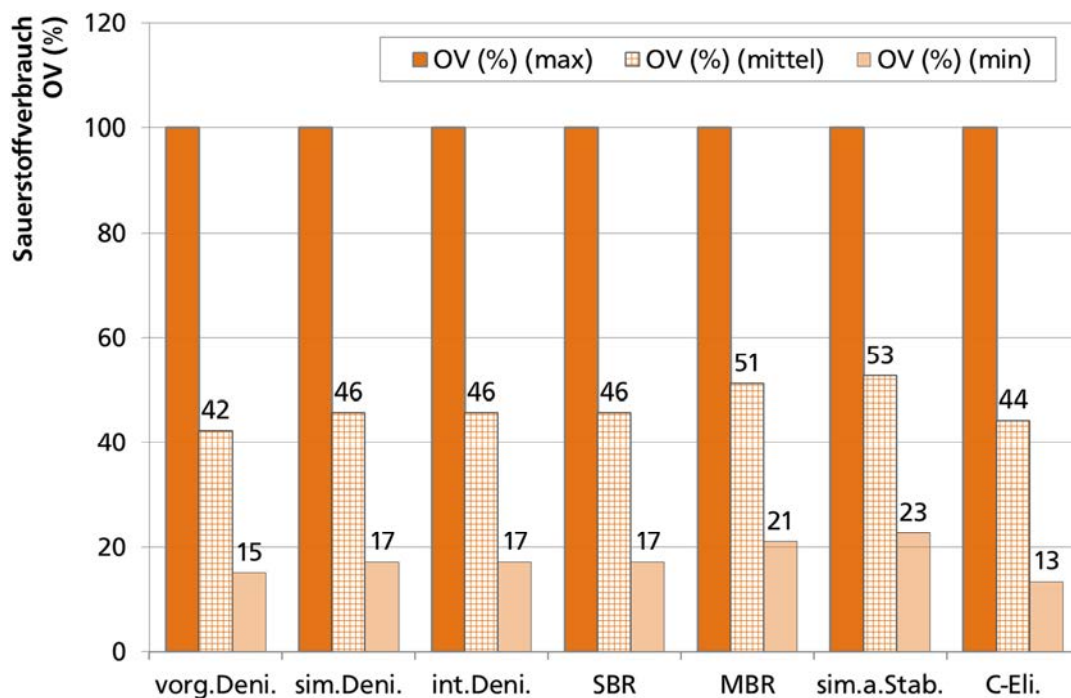


Abbildung 45: Vergleich der Lastfälle bei den unterschiedlichen Verfahrensvarianten anhand des Sauerstoffverbrauchs in %

Nachstehende Abbildung 46 zeigt die sich entsprechend den Verfahrensvarianten bei den drei Lastfällen ergebende maximale, mittlere und minimale erforderliche Sauerstoffzufuhr in %, wobei der Wert für die maximale erforderliche Sauerstoffzufuhr ebenfalls auf 100 % gesetzt ist. Die Werte der spezifischen Sauerstoffzufuhr in $\text{g O}_2/(\text{m}^3_{\text{VBB}} \cdot \text{h})$ zeigt Abbildung 60 im Anhang. Der jeweilige Unterschied im Vergleich zum Sauerstoffverbrauch (Abbildung 45) beruht auf dem α -Wert. Die α -Werte der jeweiligen Lastfälle und Verfahrensvariante wurden bereits in Tabelle 12 angegeben.

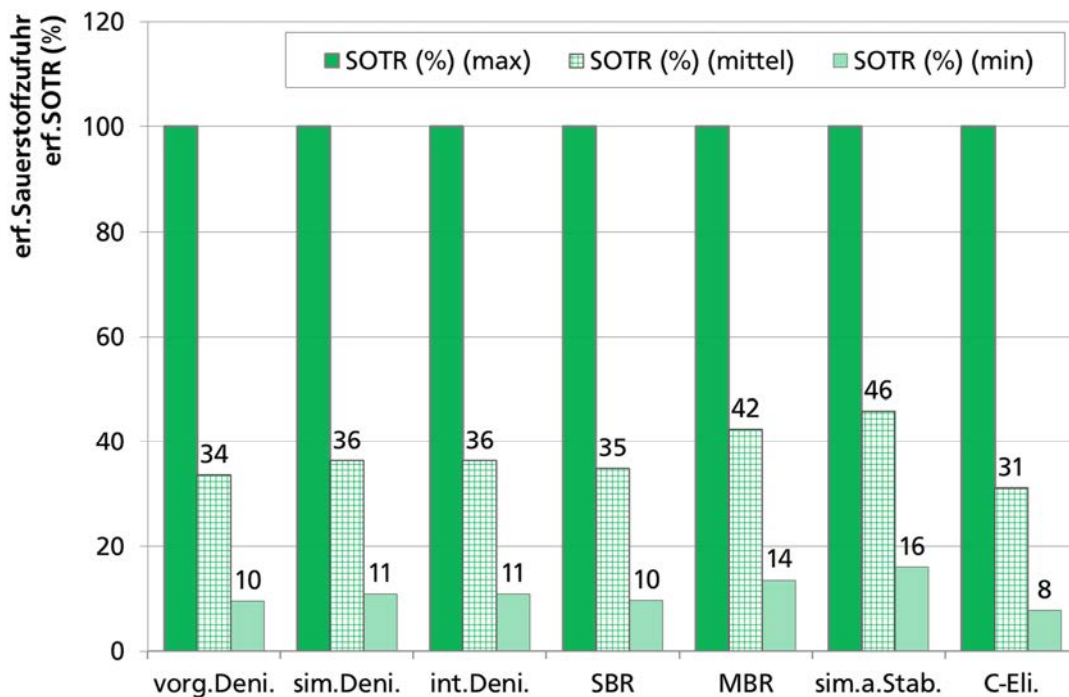


Abbildung 46: Vergleich der Lastfälle bei den unterschiedlichen Verfahrensvarianten anhand der erforderlichen Sauerstoffzufuhr in %

Bei den Verfahren zur Stickstoffelimination, der vorgeschalteten, simultanen und intermittierenden Denitrifikation sowie dem SBR-Verfahren werden im minimalen Lastfall lediglich um die 10 % an erforderlicher Sauerstoffzufuhr im Vergleich zum maximalen Lastfall benötigt. Bei dem MBR-Verfahren beziffert sich der Anteil der minimalen erforderlichen Sauerstoffzufuhr an der maximalen mit einem Wert von 14 % und bei der simultanen aeroben Stabilisierung mit 16 %. Bei der Kohlenstoffelimination sind nur 8 % notwendig.

Die Verhältnisse zwischen den maximalen und minimalen Werten bezüglich des Sauerstoffverbrauchs und der erforderlichen Sauerstoffzufuhr sind in Tabelle 13 angegeben. Die Verhältnisse entsprechen bezüglich der Größenordnung den in der Literatur angegebenen Werten.

Die Verhältnisse der maximalen zur minimalen erforderlichen Sauerstoffzufuhr liegen bei den Anlagen zur Stickstoffelimination im Bereich von 9:1 bis 10:1. Bei dem MBR-Verfahren ergibt sich ein Verhältnis von 7:1 und der simultanen aeroben Stabilisierung von 6:1. Für die Kohlenstoffelimination wird ein Verhältnis von 13:1 notwendig.

Diese Spannen zwischen der maximalen und der minimalen erforderlichen Sauerstoffzufuhr sind sehr stark von der jeweiligen Annahme des α -Wertes abhängig. Aber auch bei einer anderen auftretenden Zulaufkraft oder einem anderen mittleren Belastungsverhältnis können die Verhältnisse von den hier angegebenen abweichen.

Tabelle 13: Verhältnis des max. und min. Sauerstoffverbrauchs sowie der max. und min. erforderlichen Sauerstoffzufuhr in Abhängigkeit der Verfahrensvariante

Verfahrensvariante	Verhältnis von maximalem und minimalem Sauerstoffverbrauch	Verhältnis von maximaler und minimaler erf. Sauerstoffzufuhr
vorgeschaltete Deni.	6,7:1	10:1
simultane Deni.	5,9:1	9:1
intermittierende Deni.	5,9:1	9:1
SBR (als Stickstoffelimination)	5,9:1	10:1
MBR (als Stickstoffelimination mit $t_{RS}=25$ d)	4,8:1	7:1
simultane aerobe Stabilisierung	4,4:1	6:1
Kohlenstoffelimination	7,7:1	13:1

Der zur Dimensionierung des Belüftungssystems zu berechnende erforderliche Luftvolumenstrom nimmt annähernd die gleichen Verhältnisse wie die erforderliche Sauerstoffzufuhr aus Tabelle 13 an. Das jeweilige Belüftungssystem muss, um die Spanne zwischen maximalem und minimalem Lastfall abdecken zu können, mit einem entsprechenden Regelbereich ausgewählt werden. Nach dem DWA-Merkblatt M 229-1 (2012) werden die technischen Grenzen beispielsweise für ein Drehkolbengebläse mit 25 bis 100 % angegeben. Durch die Kopplung mehrerer Druckluftherzeuger auf eine Luftleitung kann der Regelbereich bei zwei Gebläsen auf 13 bis 100 % und bei drei Gebläsen auf etwa 8 bis 100 % erweitert werden. Von Seiten der Druckluftherzeuger ist demnach eine Spanne bis 13:1 möglich, allerdings sind dazu mehrere Gebläse notwendig. Das DWA-Merkblatt 229-1 (2012) empfiehlt zur energetisch optimierten Dimensionierung der Gebläse, diese auf den am häufigsten auftretenden Luftbedarf besonders effizient zu bemessen. Bei dem maximalen und dem minimalen Lastfall können hingegen Abstriche in der Energieeffizienz hingenommen werden, da diese Lastfallkombinationen wesentlich seltener auftreten. Diese Aussage sollte jedoch dahingehend relativiert werden, da davon ausgegangen werden muss, dass der minimale Lastfall jede Nacht für mehrere Stunden eintreten kann.

Neben den Druckluftherzeugern müssen auch die Belüftungselemente den jeweiligen maximalen und minimalen Lastfall abdecken können. Das DWA-Merkblatt M 229-1 (2012) gibt für typische Luftbeaufschlagungen von Belüftungselementen einen min-max-Bereich an, dem abgeleitet werden kann, dass eine Spanne von 6:1 bis 12:1 möglich ist. Eine genauere Betrachtung der spezifischen Luftbeaufschlagung von Belüftungselementen ist hier aufgrund herstellerspezifischer Unterschiede nicht möglich.

Die technische Umsetzung des maximalen und minimalen Lastfalls ist bezüglich der Druckluftherzeuger sowie der Belüftungselemente möglich und sollte bei der Dimensionierung von Belebungsanlagen berücksichtigt werden.

Die spezifischen erforderlichen Luftvolumenströme sind für die Lastfälle und Verfahrensvarianten in Abbildung 47 angegeben. Die spezifischen Werte zeigen, dass im minimalen Lastfall theoretisch nur noch rd. $0,1 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ notwendig werden um den erforderlichen Sauerstoff in das Belebungsbecken einzutragen und gleichzeitig eine Sauerstoffkonzentration von 2 mg/L nicht zu überschreiten.

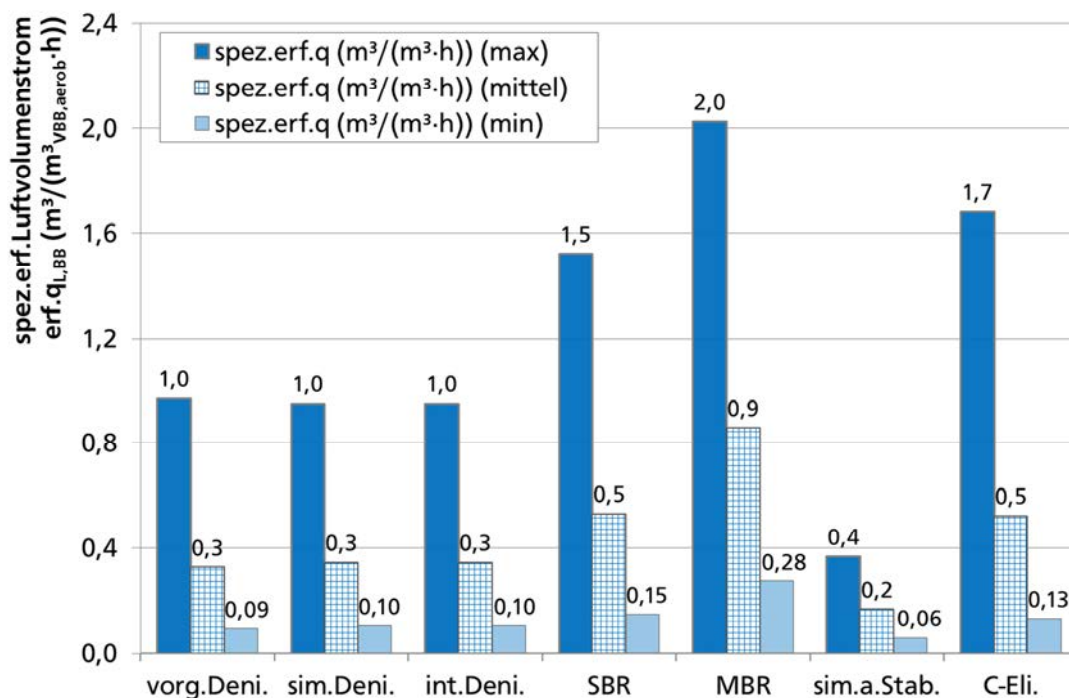


Abbildung 47: Vergleich der Lastfälle bei den unterschiedlichen Verfahrensvarianten anhand des spezifischen erforderlichen Luftvolumenstroms in $\text{m}^3/(\text{m}^3_{\text{VBB}} \cdot \text{h})$ ³⁶

Aufgrund des sehr niedrigen spezifischen erforderlichen Luftvolumenstroms für den minimalen Lastfall wird nachstehend geprüft, ob die allein über die Belüftung eingetragene Mischleistung für die Durchmischung des aeroben Belebungsbeckens ausreicht. Für eine erste Näherung kann dies durch eine Abschätzung der mit der Belüftung eingetragenen Energie erfolgen. Hierzu setzt Frey (1993) die notwendige Energie von $e = 2,72 \text{ Wh}/(\text{m}^3_{\text{N}} \cdot \text{m})$ zum Verschieben eines Kubikmeters Wasser um einen Meter an (Gleichung 64, Kapitel 6.1).

Nach Frey (1993) schwankt die notwendige spezifische Mischenergie zwischen $3 \text{ W}/\text{m}^3_{\text{VBB}}$ für z.B. strömungsgünstig ausgebildete Umlaufbecken bis hin zu

³⁶ Das für den spezifischen erforderlichen Luftvolumenstrom angesetzte Beckenvolumen bezieht sich jeweils auf das zu belüftende Belebungsbeckenvolumen.

$> 20 \text{ W/m}^3_{\text{VBB}}$ für ungünstige Beckengeometrien. Frey (1993) nimmt in diesem Zusammenhang an, dass mindestens $5 \text{ W/m}^3_{\text{VBB}}$ erforderlich sind um ein Absetzen des Belebtschlammes zu verhindern. In folgender Abbildung 48 wird die nach Gleichung 62 berechnete spezifische Mischleistung für die Lastfälle und unterschiedlichen Verfahrensvarianten dargestellt.

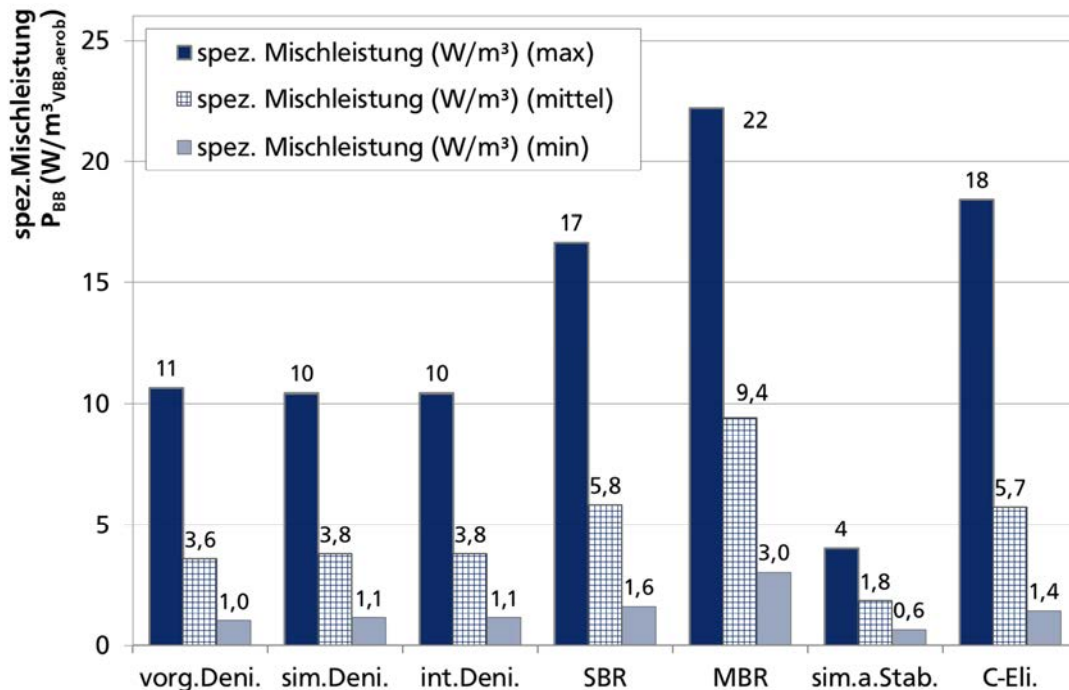


Abbildung 48: Vergleich der Lastfälle bei den unterschiedlichen Verfahrensvarianten anhand der spezifischen Mischleistung in $\text{W/m}^3_{\text{VBB}}$ ³⁷

Vergleicht man die spezifische Mischleistung im Minimalfall mit den Angaben von Frey (1993) und setzt dabei $3 \text{ W/m}^3_{\text{VBB}}$ für strömungsgünstige Anlagen an kommt lediglich die MBR-Anlage in diesen Bereich. Alle anderen Verfahrensvarianten liegen unter der notwendigen minimalen Mischleistung, sodass die Belüftung im minimalen Lastfall wahrscheinlich nicht zur Durchmischung ausreicht. Das ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) nennt allein für die Durchmischung unbelüfteter Belebungsbecken übliche Leistungseinträge von 1 bis 5 W/m^3 . Baumann und Roth (2008) geben nur für die Durchmischung mittels Rührwerken einen bezüglich Energieeinsparung zu erreichenden Zielwert für Belebungsbecken beispielsweise $> 2.000 \text{ m}^3$ von $1,5 \text{ W/m}^3$ an. Aufgrund dieser Angaben kann abgeleitet werden, dass bei simultan oder intermittierend betriebenen Anlagen, in denen aufgrund der Denitrifikationszonen oder -zeiten ohnehin Rührwerke installiert sind, die Durchmischung im minimalen Lastfall durch Rühraggregate aufrechterhalten werden kann.

³⁷ Das für die spezifische Mischleistung angesetzte Beckenvolumen bezieht sich jeweils auf das zu belüftende Belebungsbeckenvolumen.

Bei Anlagen in denen die Durchmischung im belüfteten Belebungsbecken allein auf der Belüftung beruht, kann es zu einem Absetzen des Belebtschlammes während des minimalen Lastfalls kommen. Um im minimalen Lastfall die Luftzufuhr soweit reduzieren zu können, dass unnötige Belüftungsenergie eingespart und gleichzeitig der Belebtschlamm in Schwebelage gehalten werden kann, müssten zusätzlich Rührwerke installiert oder beispielsweise eine Impulsbelüftung vorgesehen werden.

Es sei bei dieser Betrachtung darauf hingewiesen, dass der Energieeintrag in W/m^3 keine optimale Auslegungsgröße aber zumindest einen Anhaltswert darstellt.

Neben dem klassischen maximalen Lastfall nach ATV-A 131 (2000) wird empfohlen das Belüftungssystem ebenfalls auf den mittleren und den minimalen Lastfall nach DWA-M 229-1 (2012) zu dimensionieren sowie die in dieser Arbeit angegebenen α -Werte zu berücksichtigen. Das Belüftungssystem sollte im mittleren Bereich der erforderlichen Sauerstoffzufuhr besonders energieeffizient betrieben werden können. Hierzu ist dieser wohl häufigste Bedarfsfall in der Bemessung besonders zu beachten. Durch die Einhaltung der minimalen erforderlichen Sauerstoffzufuhr kann in belastungsschwachen Zeiten Belüftungsenergie eingespart werden. Für die Abstufung im minimalen Lastfall ist dabei die Möglichkeit der technischen Umsetzung bezüglich der Druckluftherzeuger und der Belüftungselemente zu beachten. Des Weiteren muss die spezifische Mischenergie zumindest für den minimalen Lastfall und in Abhängigkeit der Verfahrensvariante abgeschätzt und geprüft werden.

7.1 Schlussfolgerungen für die Wissenschaft

Die durchgeführten Untersuchungen zur Ermittlung der Abhängigkeiten des α -Wertes von den Parametern Trockensubstanzgehalt, organischer Trockensubstanzgehalt, hydrostatisches Flockenvolumen, Schlammalter sowie Raum- und Schlammbelastung zeigen, dass kein Parameter alleine den α -Wert beschreiben kann. Die Einflüsse auf den α -Wert können im Wesentlichen auf zwei Faktoren begrenzt werden: zum einen die Trockensubstanzkonzentration, begründet durch das Flockenvolumen und zum anderen durch die Wirkung der Abwasserinhaltsstoffe, beschrieben durch die Schlammbelastung.

Generell liegt ein Einfluss der Trockensubstanzkonzentration auf den α -Wert vor. Im TS-Bereich konventioneller Belebungsanlagen zwischen 2 und 5 g/L ist aber lediglich für Nährstoffelimination mit niedriger Schlammbelastung und hohem Schlammalter eine Abhängigkeit von der Trockensubstanzkonzentration erkennbar. Mit steigender TS-Konzentration ergeben sich dann niedrigere α -Werte. Es wird davon ausgegangen, dass der Einfluss der Trockensubstanzkonzentration auch bei hoher Schlammbelastung und niedrigem Schlammalter vorliegt, dieser Einfluss wird aber von weiteren auf den α -Wert wirkenden Effekten überlagert und ist aufgrund der Datenlage nicht differenzierbar.

Die Abhängigkeit des α -Wertes von der Trockensubstanzkonzentration wird nach Henkel (2010) über das Flockenvolumen bzw. den freien Wasseranteil begründet. Gemessen wird das Flockenvolumen über den Parameter hydrostatisches Flockenvolumen. Der von Henkel (2010) beobachtete bessere Zusammenhang zwischen Flockenvolumen und oTS-Konzentration im Vergleich zur TS-Konzentration kann bestätigt werden. Da das Flockenvolumen die Abhängigkeit des α -Wertes von der Trockensubstanz begründet und dieses besser mit der oTS-Konzentration unterschiedlicher Schlämme korreliert, sollten α -Werte auch über den organischen Anteil der TS-Konzentration beschrieben werden. Dies gilt im Besonderen für den Vergleich von α -Werten unterschiedlicher Belebtschlämme.

Die α -Werte in dieser Arbeit, ermittelt bei niedriger Schlammbelastung und damit hohem Schlammalter, korrelieren gut mit dem hydrostatischen Flockenvolumen sowie der TS- oder der oTS-Konzentration. Die Ergebnisse zeigen allerdings auch, dass sich für einen konventionellen Belebtschlamm aus einer Anlage keine wesentlich genauere Korrelation zwischen α -Wert und oTS-Konzentration im Vergleich zum TS-Gehalt erkennen lässt.

Mit höherer Schlammbelastung und niedrigerem Schlammalter überlagern weitere den α -Wert beeinflussende Effekte die Abhängigkeit von der TS-Konzentration. Diese Einflüsse steigen mit niedrigerem Reinigungsziel, resp. niedrigerem Schlammalter und höherer Schlammbelastung.

Neben der Trockensubstanzkonzentration wird der zweite Einflussfaktor auf die Abwasserinhaltsstoffe zurückgeführt und über die Schlammbelastung beschrieben. Dieser Einfluss ist je nach Schlammbelastung unterschiedlich stark ausgeprägt, was in der Literatur über die Abhängigkeit des α -Wertes vom Tagesgang ausgedrückt wird. Da die CSB-Schlammbelastung die CSB-Zulauffracht in Bezug zur Belebtschlamm-masse angibt, ist sie ein direkter Parameter zur Beschreibung der Abwasserinhaltsstoffe. Das Schlammalter hingegen beschreibt die mittlere Aufenthaltszeit der Mikroorganismen im Belebungsbecken und dient somit als Maß für die Leistungsfähigkeit bzw. die Pufferkapazität gegenüber Abwasserinhaltsstoffen.

Die Parameter Schlammbelastung bzw. Schlammalter müssen zum Vergleich von α -Werten unter vergleichbaren Bedingungen angegeben werden. Da das Schlammalter über das Bakterienwachstum und somit über die Überschussschlammproduktion temperaturabhängig ist, muss es auf eine vergleichbare Wassertemperatur bezogen werden. Zur genauen Einordnung der Schlammbelastung und des Schlammalters ist des Weiteren die oTS-Konzentration anzugeben, ebenso wie das Bezugsvolumen des Belebungsbeckens. Für den α -Wert ist eigentlich nur der aerobe Teil des Belebungsbeckens relevant, allerdings beinhaltet die Schlammbelastung die CSB-Fracht im Zulauf zum gesamten Belebungsbecken. Auch das Schlammalter beschreibt die mittlere Aufenthaltszeit der Mikroorganismen ebenfalls im gesamten Belebungsbecken. Aus diesem Grund muss bezüglich der Sauerstoffzufuhr und der α -Werte auch der anoxische Teil des Belebungsbeckens und somit die gesamte Schlammbelastung bzw. das gesamte Schlammalter berücksichtigt werden.

Bei höherer Schlammbelastung bzw. niedrigerem Schlammalter werden kleinere α -Werte ermittelt. Die α -Werte korrelieren im Vergleich zum Schlammalter wesentlich besser mit der Schlammbelastung. Begründet wird diese bessere Korrelation durch den direkten Zusammenhang zwischen den Abwasserinhaltsstoffen mit der Schlammbelastung. Die Abhängigkeit vom Schlammalter ist aufgrund der „Trägheit“ des Schlammalters ungenauer als die der Schlammbelastung. Die dennoch fehlende Präzision der Abhängigkeit des α -Wertes von der Schlammbelastung ist auf die CSB-Fracht zurückzuführen, die aus einer 24-h-Mischprobe vor den jeweiligen Sauerstoffzufuhrmessungen ermittelt wurde. Für eine genauere Beschreibung der α -Werte in Abhängigkeit der Schlammbelastung wird aus diesem Grund die spezifische Schlammbelastung entwickelt. Diese spezifische Schlammbelastung bezieht sich auf die oTS-Konzentration, das aerobe Belebungsbeckenvolumen und die gelöste CSB-Zulauffracht direkt im

Zulauf zum aeroben Belebungsbecken. Es zeigt sich, dass die α -Werte sehr gut mit der spezifischen Schlammbelastung, ermittelt über die CSB-Fracht korrelieren.

7.2 Schlussfolgerungen für die Praxis

Die in dieser Arbeit abgeleiteten praxisrelevanten Ergebnisse werden nachfolgend unterschieden in Schlussfolgerungen für die Ermittlung von α -Werten, für die Bemessung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr und in Schlussfolgerungen für den Betrieb von Belebungsanlagen.

7.2.1 Schlussfolgerungen für die Ermittlung von α -Werten

Sauerstoffzufuhrmessungen können nach dem DWA-Merkblatt 209 (2007) unter Betriebsbedingungen mit und ohne Durchfluss durchgeführt werden. Dabei wird darauf hingewiesen, dass die Messungen ohne Durchfluss höhere α -Werte ergeben. Die in dieser Arbeit dargestellten Ergebnisse zeigen, dass die Messmethode mit oder ohne Durchfluss berücksichtigt werden muss. Um reale, im Betrieb vorliegende α -Werte zu ermitteln, sollten die Sauerstoffzufuhrmessungen im Durchflussbetrieb durchgeführt werden. Mit höherem Reinigungsziel wird der Unterschied zwischen den α -Werten, ermittelt mit und ohne Durchfluss, allerdings kleiner und liegt bei der simultanen aeroben Stabilisierung mit 5 % im Rahmen der Messunsicherheit. Werden α -Werte ohne Durchfluss bestimmt, liegen diese je nach Reinigungsziel höher als im tatsächlichen Anlagenbetrieb und dürfen im Bemessungsfall nicht für die maximale Belastung der Belebungsanlage angesetzt werden.

Die Literaturübersicht der α -Werte in Abhängigkeit der Trockensubstanz zeigt für eine TS-Konzentration im Bereich von 2 bis 5 g/L eine Spanne bezüglich des α -Wertes von ca. 0,5 bis 0,95 (siehe Abbildung 10, Seite 35). Dieser große Bereich ist auch auf die unterschiedlich angewendete Messmethode, mit oder ohne Durchfluss, zurückzuführen. Bei der Angabe von α -Werten sollte deshalb die Messmethode immer angegeben werden.

Das in der Versuchsanlage installierte Belüftungselement hat über die Versuchsdauer von 20 Monaten ohne Reinigungsmaßnahmen um ca. 13 % an Leistung verloren. In der amerikanischen Literatur (EPA (1989), Boyle (1991) und Rosso (2008)) wird zur Beschreibung der Sauerstoffzufuhr im Betrieb ein Fouling-Faktor F angesetzt, der die Alterung des Belüftungselementes beinhaltet. Dieser Fouling-Faktor wird meist mit dem Wert $F = 0,9$, also einer 10 %igen Leistungsverminderung angegeben. Um α -Werte ausschließlich auf das Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch beziehen zu können,

sollte bei der Ermittlung von α -Werten die Alterung der Belüftungselemente berücksichtigt werden.

7.2.2 Schlussfolgerungen für die Bemessung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

Bei der Bemessung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr wird empfohlen, entsprechend des DWA-Merkblattes 229-1 (2012) und ergänzend zum ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) den maximalen, den mittleren und den minimalen Lastfall zu berechnen.

Für den maximalen Belastungszustand muss die erforderliche Sauerstoffzufuhr ausgelegt werden, um dem Belebungsbecken zur Einhaltung der Ablaufwerte bei Spitzenlast ausreichend Sauerstoff zuführen zu können. Der minimale Lastfall ist entscheidend für die notwendige Abstufung der Druckluftherzeuger sowie der Mindestbeaufschlagung der Belüfterelemente in Schwachlastzeiten und ergibt sich in den belastungsschwachen Jahreszeiten in den Nachtstunden. Wird die minimale erforderliche Sauerstoffzufuhr nicht berücksichtigt, kann dies zu einem unnötig höheren Sauerstoffeintrag in die belüftete Zone und somit zur Beeinträchtigung der Denitrifikation führen. Zusätzlich zu der maximalen und der minimalen sollte auch die mittlere erforderliche Sauerstoffzufuhr berechnet werden. Die mittlere erforderliche Sauerstoffzufuhr bezieht sich auf die im Jahresmittel zu erwartende mittlere Schmutzfracht und die mittlere Jahrestemperatur entsprechend dem Lastfall für den durchschnittlichen Sauerstoffbedarf. Sie dient der Ermittlung des Jahresenergiebedarfs (DWA-M 229-1, 2012). Es ist davon auszugehen, dass es sich bei der mittleren erforderlichen Sauerstoffzufuhr nicht um einen festen Wert sondern eher um einen Bereich handelt. Da dieser mittlere Bereich den häufigsten Bedarfsfall beschreiben wird, sollte das Belüftungssystem hier besonders energieeffizient betrieben werden können.

Der Sauerstoffverbrauch sowie der α -Wert als die maßgebenden Parameter zur Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr, müssen in der Bemessung für den jeweiligen Lastfall präzise berechnet bzw. angesetzt werden.

Der Sauerstoffverbrauch ist für den maximalen Lastfall nach dem ATV-A 131 (2000) für die Kohlenstoffelimination, die Nitrifikation und die Sauerstoffeinsparung aus der Denitrifikation mit der maximalen Belastung inklusive den Stoßfaktoren f_C und f_N zu berechnen. Dem mittleren Lastfall ist gemäß DWA-M 229-1 (2012) die mittlere Belastung zugrunde zu legen. Der Sauerstoffverbrauch ist hier ebenfalls für die Kohlenstoffelimination, die Nitri- und die Denitrifikation zu berechnen, wobei die Stoßfaktoren f_C und f_N mit dem Wert 1 anzusetzen sind. Für den minimalen Lastfall ist anzunehmen, dass dem Belebungsbecken kein Abwasser zufließt und somit auch keine sauerstoffzehrende Substratatmung, keine Nitrifikation und keine Denitrifikation stattfinden. Der Sauerstoffverbrauch ist dann nur für die endogene Atmung der heterotrophen Mikroorganismen bei mittlerer BSB₅-Belastung ohne Stoßfaktoren anzusetzen.

Gleich der Bemessung für den Sauerstoffverbrauch sind auch dem jeweiligen Lastfall angepasste α -Werte anzunehmen. Für den maximalen Lastfall ist der kleinste α -Wert anzusetzen, für den mittleren und den minimalen Lastfall die entsprechend höheren α -Werte. Der α -Wert muss so genau wie möglich angenommen werden. Wird der α -Wert zu hoch angesetzt, werden der Bemessung Sicherheiten entzogen und das Belüftungssystem evtl. zu klein dimensioniert. Nimmt man einen zu niedrigen α -Wert an, kann das Belüftungssystem evtl. überdimensioniert werden.

Die Empfehlungen für die minimalen, mittleren und maximalen α -Werte für die jeweiligen Lastfälle und die unterschiedlichen Verfahrensvarianten sind nochmals in nachstehender Tabelle 14 aufgeführt.

Tabelle 14: α -Werte für den maximalen, den mittleren und den minimalen Lastfall entsprechend der einzelnen Verfahrensvarianten

Verfahrensvariante	α_{\min}	α_{mittel}	α_{\max}
	(für maximalen Lastfall)	(für mittleren Lastfall)	(für minimalen Lastfall)
kontinuierlich betriebene Denitrifikation (sim., interm., altern., vorg.)	0,60	0,75	0,85
SBR-Verfahren zur Stickstoffelimination	0,50	0,65	0,80
MBR-Verfahren (TS ~ 12 g/L, $t_{\text{TS}} = 25$ d)	0,50	0,60	0,70
simultane aerobe Stabilisierung	0,70	0,80	0,90
Kohlenstoffelimination	0,35	0,50	0,60

Die α -Werte können je nach Reinigungsziel, begründet über die Schlammbelastung, und die jeweilige Verfahrensvariante angesetzt werden. Die in dieser Arbeit ermittelten α -Werte können auf den realen Anlagenbetrieb übertragen werden. Es lassen sich somit minimale α -Werte für den maximalen Lastfall sowie maximale α -Werte für den minimalen Lastfall ableiten.

Ein Vergleich der Verfahrensvarianten zur Stickstoffelimination bezüglich der erforderlichen Sauerstoffzufuhr ergibt folgende Unterschiede. Bei der vorgeschalteten und der simultanen Denitrifikation müssen im maximalen Lastfall 2 kg Sauerstoff pro kg maximalen Sauerstoffverbrauch zugeführt werden. Bei der intermittierenden Denitrifikation erhöht sich die erforderliche Sauerstoffzufuhr durch den intermittierenden

Betrieb auf einen Wert von $3,5 \text{ kg O}_2/\text{kg O}_2$. Gleiches gilt für den SBR, wobei hier zusätzlich der niedriger angesetzte α -Wert die erforderliche Sauerstoffzufuhr noch weiter erhöht auf $4,3 \text{ kg O}_2/\text{kg O}_2$. Beim MBR-Verfahren wirkt sich der aufgrund der höheren TS-Konzentration kleinere α -Wert auf die erforderliche Sauerstoffzufuhr aus und ergibt einen Wert von $2,4 \text{ kg O}_2/\text{kg O}_2$. Die simultane aerobe Stabilisierung hat aufgrund des höher angesetzten α -Wertes den mit $1,7 \text{ kg O}_2/\text{kg O}_2$ niedrigsten Wert. Diese Werte gelten entsprechend dem beschriebenen Bemessungsbeispiel für eine Kläranlagengrößenklasse 4 und lassen sich tendenziell auf die Größenklasse 5 übertragen.

Bezüglich der Abstufung vom maximalen zum minimalen Lastfall ergeben sich für die unterschiedlichen Verfahren folgende Verhältnisse der erforderlichen Sauerstoffzufuhr. Bei den Verfahren zur Stickstoffelimination, der vorgeschalteten, simultanen und intermittierenden Denitrifikation sowie dem SBR-Verfahren liegen die Verhältnisse im Bereich von 9:1 bis 10:1. Bei dem MBR-Verfahren ergibt sich ein Verhältnis von 7:1 und der simultanen aeroben Stabilisierung von 6:1. Für die Kohlenstoffelimination wird ein Verhältnis von 13:1 notwendig. Diese Spannen zwischen der maximalen und der minimalen erforderlichen Sauerstoffzufuhr sind sehr stark von der jeweiligen Annahme des α -Wertes abhängig. Aber auch bei einer anderen auftretenden Zulauf- fracht oder einem anderen mittleren Belastungsverhältnis können die Verhältnisse von den hier angegebenen abweichen.

Der zur Dimensionierung des Belüftungssystems zu berechnende erforderliche Luftvolumenstrom nimmt die gleichen Verhältnisse wie die erforderliche Sauerstoffzufuhr an. Das jeweilige Belüftungssystem muss, um die Spanne zwischen maximalem und minimalem Lastfall abdecken zu können, mit einem entsprechenden Regelbereich ausgewählt werden. Der spezifische Luftvolumenstrom berechnet sich im minimalen Lastfall zu $\pm 0,1 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$, um den erforderlichen Sauerstoff in das Belebungsbecken zuzuführen und gleichzeitig eine Sauerstoffkonzentration von 2 mg/L nicht zu überschreiten.

Aufgrund des sehr niedrigen spezifischen erforderlichen Luftvolumenstroms für den minimalen Lastfall ist zu prüfen, ob die allein über die Belüftung eingetragene Mischleistung für die Durchmischung des aeroben Belebungsbeckens ausreicht. Für eine erste Näherung erfolgt dies durch eine Abschätzung der mit der Belüftung eingetragenen Energie. Frey (1993) nimmt hierfür eine notwendige spezifische Mischenergie für strömungsgünstige Anlagen von $3 \text{ W/m}^3_{\text{VBB}}$ an, um ein Absetzen des Belebtschlammes zu verhindern. Vergleicht man die spezifische Mischleistung im Minimalfall, dann kommt lediglich die MBR-Anlage in diesen Bereich. Alle anderen Verfahrensvarianten liegen unter der notwendigen minimalen Mischleistung, sodass die Belüftung im minimalen Lastfall wahrscheinlich nicht zur Durchmischung ausreicht.

Bei den simultan oder intermittierend betriebenen Anlagen, in denen aufgrund der Denitrifikationszonen oder -zeiten ohnehin Rührwerke installiert sind, kann die Durchmischung durch die Rühraggregate aufrechterhalten werden. Bei Anlagen in denen die Durchmischung im belüfteten Belebungsbecken allein auf der Belüftung beruht, kann sich der Belebtschlamm ggf. während des minimalen Lastfalls absetzen. Hier müssten zusätzlich Rührwerke installiert oder beispielsweise eine Impulsbelüftung vorgesehen werden, um die Luftzufuhr soweit reduzieren zu können, dass unnötige Belüftungsenergie eingespart und gleichzeitig der Belebtschlamm in Schwebe gehalten wird.

Neben dem klassischen maximalen Lastfall nach ATV-A 131 (2000) wird empfohlen das Belüftungssystem ebenfalls auf den mittleren und den minimalen Lastfall nach DWA-M 229-1 (2012) zu dimensionieren sowie die in dieser Arbeit angegebenen α -Werte zu berücksichtigen. Das Belüftungssystem sollte im mittleren Bereich der erforderlichen Sauerstoffzufuhr besonders energieeffizient betrieben werden können. Hierzu ist dieser wohl häufigste Bedarfsfall in der Bemessung besonders zu beachten. In belastungsschwachen Zeiten kann durch den minimalen Lastfall Belüftungsenergie eingespart werden. Für den minimalen Lastfall ist dabei die Möglichkeit der technischen Umsetzung bezüglich der Abstufung der Druckluftherzeuger und der Belüftungselemente zu beachten. Des Weiteren muss die spezifische Mischenergie zumindest für den minimalen Lastfall und in Abhängigkeit der Verfahrensvariante geprüft werden.

7.2.3 Schlussfolgerungen für den Betrieb von Belebungsanlagen

Auch wenn die Empfehlungen für die Bemessung von Belüftungssystemen in dieser Arbeit überwiegen, sollen aus den erzielten Ergebnissen und theoretischen Betrachtungen Schlussfolgerungen bezüglich des Betriebes von Belebungsanlagen abgeleitet werden.

Für den Betrieb von Belüftungssystemen stellt sich in der Praxis häufig die Frage, ob durch eine Reduktion der Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken eine Energieeinsparung erreicht werden kann. Die Sensitivitätsbetrachtung dieser Arbeit zeigt, dass sich durch eine 10 %ige Änderung der Sauerstoffkonzentration in der Bemessung eine um 2 % niedrigere erforderliche Sauerstoffzufuhr ergibt. Bei einer Reduktion der Sauerstoffkonzentration beispielsweise von 2 auf 1,5 mg/L würde rein rechnerisch eine um 5 % reduzierte erforderliche Sauerstoffzufuhr notwendig werden. Baumann (2008) gibt hierfür eine möglich Einsparung an Belüftungsenergie von 7 % an. Dabei ist allerdings immer auf die ausreichende Betriebssicherheit der Nitrifikation zu achten.

Von einem generellen Einfluss der Vorklärung auf den α -Wert wird bezüglich der Bemessung nicht ausgegangen. Das Volumen des Belebungsbeckens wird bei Anlagen ohne Vorklärung aufgrund der höheren Frachten größer dimensioniert. Trotz der größeren Zulauffrachten wird dadurch die Schlammbelastung nicht entscheidend erhöht. Wird allerdings bei einer bestehenden Belebungsanlage die Vorklärung beispielsweise zur Steigerung der Denitrifikationskapazität außer Betrieb genommen oder zum Teil umfahren, kann davon ausgegangen werden, dass sich im Belebungsbecken ein etwas niedrigerer α -Wert einstellt.

7.3 Ausblick und weiterer Forschungsbedarf

Die dargestellten Ergebnisse beruhen auf Untersuchungen in einer Belebungsanlage im halbtechnischen Maßstab, betrieben mit einem kommunalen Abwasser. Für eine größere Datengrundlage und eine Absicherung bezüglich einer allgemeingültigeren Aussage, sind weitere Sauerstoffzufuhrmessungen mit Belebtschlämmen von unterschiedlichen großtechnischen Belebungsanlagen durchzuführen. Es sollten dabei auch unterschiedlich ausgeführte Denitrifikationsvarianten sowie zweistufige Belebungsanlagen untersucht werden, um einen weiteren möglichen Einfluss der Verfahrensvariante zu ermitteln. Bei diesen Untersuchungen sind die in dieser Arbeit abgeleiteten Empfehlungen für die Ermittlung von α -Werten zu beachten.

Um den Einfluss der Alterung von Belüftungselementen auf die Ermittlung von α -Werten besser bestimmen und um α -Werte ausschließlich auf das Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch beziehen zu können, sollte ein Fouling-Faktor als Funktion der Zeit erarbeitet werden.

Für die dem Tagesgang unterliegenden minimalen und maximalen α -Werte wird ebenfalls weiterer Forschungsbedarf gesehen. Hier sollten kontinuierliche Untersuchungen mit der Abluftmethode durchgeführt und dabei weitere Einflüsse wie beispielsweise die Rückbelastung von stickstoffreichem Schlammwasser berücksichtigt werden.

Durch die im Rahmen dieser Arbeit entwickelte spezifische organische Schlammbelastung kann der α -Wert funktional beschrieben werden. Die Ergebnisse zeigen, dass die den α -Wert beeinflussenden Parameter so genau wie möglich ermittelt und eingegrenzt werden müssen. Es sollte ein größtmöglicher Bezug des jeweiligen Parameters zum α -Wert herstellbar sein. Die spezifische Schlammbelastung stellt in gewisser Weise einen Summenparameter dar, der sich aus der CSB-Fracht und der oTS-Konzentration errechnet. Eine weitere Eingrenzung des den α -Wert beeinflussenden Parameters könnte über neu zu entwickelnde Einzelparameter erreicht werden.

Die hier vorgeschlagenen α -Werte für unterschiedliche Reinigungsziele und Verfahrensvarianten sollten in den Programmen zur dynamischen Simulation für die Dimensionierung neuer und zur Nachrechnung bestehender Anlagen auch entsprechend den unterschiedlichen Lastfällen Anwendung finden.

Eine für den Betrieb von Belebungsanlagen häufig diskutierte und praktizierte Vorgehensweise ist die Reduktion der TS-Konzentration in den Sommermonaten. Bei der sich dann einstellenden höheren Wassertemperatur wird davon ausgegangen, dass ein niedrigeres Schlammalter ausreichend ist, um die gewünschten Reinigungsziele der biologischen Stufe zu erreichen. Hierzu wird i.d.R. die TS-Konzentration herabgesetzt, wodurch sich das Schlammalter und somit auch der Sauerstoffbedarf der Mikroorganismen verringern (Jardin, 2001). Unklar ist jedoch, wie sich diese Maßnahme auf den α -Wert auswirkt. Durch das Absenken der TS-Konzentration kann sich ein höherer α -Wert einstellen, wobei nach den Ergebnissen dieser Arbeit nur davon ausgegangen werden kann, dass dies bei Membranbelebungsanlagen oder im konventionellen TS-Bereich bei der Nährstoffelimination und einem hohen Schlammalter oder der simultanen aeroben Stabilisierung der Fall sein wird. Durch das Herabsetzen der TS-Konzentration wird gleichzeitig auch die Schlammbelastung erhöht, was sich negativ auf den α -Wert auswirken könnte. Welcher Effekt überwiegt, kann aufgrund der durchgeführten Untersuchungen nicht abgeschätzt und sollte weiter untersucht werden. Es ist denkbar, dass die durch den niedrigeren TS-Gehalt reduzierte Grundatmung der Bakterien eine mögliche Änderung des α -Wertes überlagert.

8 Zusammenfassung

Das Belebungsverfahren wird zur biologischen Abwasserbehandlung in unterschiedlichen Varianten weltweit angewendet. Grundlage und von wesentlicher Bedeutung für eine betriebssichere und prozessstabile Behandlung des Abwassers ist dabei die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen. Diese wird durch die Sauerstoffzufuhr über Belüftungssysteme in das Belebungsbecken sichergestellt. Die Sauerstoffzufuhr verursacht beim Belebungsverfahren den größten Energiebedarf einer Abwasserbehandlungsanlage und bietet hohes Energieeinsparpotential.

Bei der Bemessung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr als Ausgangspunkt für die Dimensionierung von Belüftungssystemen ist der Grenzflächenfaktor α neben dem Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen der maßgebende Parameter. Der α -Wert beschreibt das Verhältnis der Sauerstoffzufuhr unter Betriebsbedingungen in ein Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch zu Standardbedingungen in Reinwasser. Im Betrieb wirken unterschiedliche Einflussfaktoren auf den α -Wert und reduzieren somit die Sauerstoffzufuhr.

In einer kontinuierlich betriebenen Belebungsanlage im halbtechnischen Maßstab werden im Rahmen dieser Arbeit Sauerstoffzufuhrmessungen zur Bestimmung von α -Werten unter vergleichbaren Bedingungen durchgeführt. Die Abhängigkeiten des α -Wertes von den Parametern Trockensubstanzgehalt, organischer Trockensubstanzgehalt, hydrostatisches Flockenvolumen, Schlammalter sowie Raum- und Schlammbelastung zeigen, dass kein Parameter alleine den α -Wert ausreichend beschreiben kann. Die Einflüsse auf den α -Wert können aber im Wesentlichen auf zwei Faktoren begrenzt werden: zum einen auf die Trockensubstanzkonzentration, begründet durch das Flockenvolumen und zum anderen auf die Wirkung der Abwasserinhaltsstoffe, beschrieben durch die Schlammbelastung.

Die starke Abhängigkeit des α -Wertes von der Trockensubstanzkonzentration bei Membranbelebungsanlagen ist im TS-Bereich konventioneller Belebungsanlagen von 2 bis 5 g/L lediglich für Nährstoffelimination mit niedriger Schlammbelastung und hohem Schlammalter erkennbar. Mit steigendem Trockensubstanzgehalt ergeben sich dann niedrigere α -Werte. Basierend auf den Ergebnissen dieser Arbeit ist davon auszugehen, dass der Einfluss der Trockensubstanzkonzentration auch bei hoher Schlammbelastung und niedrigem Schlammalter vorliegt, aber von weiteren auf den α -Wert wirkenden Effekten überlagert wird.

Der von Henkel (2010) beobachtete bessere Zusammenhang zwischen dem Flockenvolumen und der oTS-Konzentration im Vergleich zur TS-Konzentration kann bestätigt werden. Da das Flockenvolumen nach Henkel (2010) die Abhängigkeit des α -

Wertes von der Trockensubstanz begründet und dieses besser mit der oTS-Konzentration unterschiedlicher Schlämme korreliert, sollten α -Werte auch über den organischen Anteil der TS-Konzentration beschrieben werden. Dies gilt im Besonderen für den Vergleich von α -Werten unterschiedlicher Belebtschlämme. Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen allerdings auch, dass sich für einen konventionellen Belebtschlamm aus einer Belebungsanlage keine eindeutige Korrelation zwischen α -Wert und oTS-Konzentration im Vergleich zum TS-Gehalt erkennen lässt.

Die Parameter Schlammbelastung bzw. Schlammalter müssen zum Vergleich von α -Werten sehr genau eingegrenzt werden. Da das Schlammalter über das Bakterienwachstum und somit über die Überschussschlammproduktion temperaturabhängig ist, muss es auf eine vergleichbare Wassertemperatur bezogen werden. Zur genauen Einordnung der α -Werte in Abhängigkeit der Schlammbelastung bzw. des Schlammalters ist des Weiteren die oTS-Konzentration anzugeben, ebenso wie das Bezugsvolumen, d.h. das gesamte oder das aerobe Belebungsbeckenvolumen. Bei höherer Schlammbelastung bzw. niedrigerem Schlammalter werden kleinere α -Werte ermittelt. Die α -Werte korrelieren im Vergleich zum Schlammalter wesentlich besser mit der Schlammbelastung, begründet durch den direkten Zusammenhang zwischen den Abwasserinhaltsstoffen und der Schlammbelastung.

Für eine funktionale Beschreibung der α -Werte in Abhängigkeit der Schlammbelastung wurde im Rahmen dieser Arbeit die spezifische organische Schlammbelastung entwickelt. Diese spezifische Schlammbelastung bezieht sich auf die oTS-Konzentration, das aerobe Belebungsbeckenvolumen und die gelöste CSB-Zulauffracht, gemessen im Zulauf zum aeroben Belebungsbecken. Es zeigt sich, dass die α -Werte sehr gut mit der spezifischen Schlammbelastung korrelieren.

Um ein Belüftungssystem betriebssicher, energieeffizient und somit wirtschaftlich betreiben zu können, bedarf es einer präzisen Bemessung. Dafür ist neben der Bemessung des Sauerstoffverbrauchs v.a. der α -Wert so genau wie möglich anzusetzen. Des Weiteren muss ein Belüftungssystem aber auch so dimensioniert werden, dass ein an die im kommunalen Bereich typischen Zulaufschwankungen angepasster, flexibler Betrieb möglich wird. Hierfür ist die erforderliche Sauerstoffzufuhr entsprechend dem DWA-Merkblatt 229-1 (2012) und ergänzend zum ATV-Arbeitsblatt 131 (2000) für den maximalen, den mittleren und den minimalen Lastfall zu berechnen.

Die erforderliche Sauerstoffzufuhr muss für den maximalen Belastungszustand ausgelegt werden, um dem Belebungsbecken zur Einhaltung der Ablaufwerte bei Spitzenlast ausreichend Sauerstoff zuführen zu können. Das Belüftungssystem sollte im mittleren Bereich der erforderlichen Sauerstoffzufuhr besonders energieeffizient betrieben werden können. Hierzu ist dieser wohl häufigste Bedarfsfall in der Bemessung besonders zu beachten. In belastungsschwachen Zeiten kann durch den minimalen Lastfall

Belüftungsenergie eingespart werden. Für den minimalen Lastfall ist dabei die Möglichkeit der technischen Umsetzung bezüglich der Abstufung der Druckluftherzeuger und der Belüftungselemente zu beachten.

Hierfür ist sowohl der Sauerstoffverbrauch als auch der α -Wert für den jeweiligen Lastfall zu berechnen bzw. anzusetzen. Für den maximalen Lastfall ist der kleinste α -Wert (α_{\min}) anzusetzen, für den mittleren und den minimalen Lastfall die entsprechend höheren α -Werte (α_{mittel} und α_{\max}). Aus den in dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen werden α -Werte für die Bemessung abgeleitet und entsprechend der unterschiedlichen Reinigungsziele Kohlenstoffelimination, Stickstoffelimination und aerobe Stabilisierung angegeben. Für die verschiedenen Verfahrensvarianten zur Umsetzung dieser Reinigungsziele der kontinuierlich durchflossenen Denitrifikation, dem SBR-, dem MBR-Verfahren sowie der simultanen aeroben Stabilisierung werden je nach Bemessungslastfall α -Werte vorgeschlagen.

Bezüglich der Abstufung zwischen dem maximalen und dem minimalen Lastfall werden für die unterschiedlichen Verfahren die notwendigen Verhältnisse der erforderlichen Sauerstoffzufuhr angegeben. Es werden die dann erforderlichen Luftvolumenströme sowie die im minimalen Lastfall evtl. fehlende Durchmischung diskutiert. Die spezifische Mischenergie muss zumindest für den minimalen Lastfall und in Abhängigkeit der Verfahrensvariante geprüft werden.

Durch die Ergebnisse und die Empfehlungen dieser Arbeit kann ein feinblasiges Belüftungssystem angepasst an alle relevanten Lastfälle bemessen und somit flexibler, betriebssicherer und energieeffizienter als bisher betrieben werden.

9 Literaturverzeichnis

AbwV (2004)

Verordnung über die Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer, Abwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625)

ATV (1997)

ATV (Hrsg.), ATV-Handbuch, Biologische und weitergehende Abwasserreinigung, 4. Auflage, Kapitel 5, Belebungsverfahren, Ernst und Sohn, Berlin

ATV-A 131 (2000)

ATV-Arbeitsblatt 131, Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Hennef, Mai 2000

ATV-A 198 (2003)

ATV-Arbeitsblatt 198, Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen; Hennef, April 2003

ATV-M 368 (2003)

ATV-Merkblatt 368; Biologische Stabilisierung von Klärschlamm; Hennef, April 2003

Baumann, P., Roth, M. (2008)

Senkung des Stromverbrauchs auf Kläranlagen, Leitfaden für das Betriebspersonal; Hrsg. DWA-Landesverband Baden-Württemberg, Juli 2008

Bever, J., Stein, A., Teichmann, H. (2002)

Weitergehende Abwasserreinigung, 4. Auflage, Oldenbourg Industrieverlag München

Bischof, W. (1998)

Abwassertechnik, 11. Auflage, Teubner Verlag Stuttgart, Leipzig

Boyle, W.C. (1991)

Bedingungen für Garantien für Belüftungseinrichtungen unter Betriebsbedingungen; in: Kläranlagen zur Stickstoffelimination und Garantien für Belüftung; Fachtagung am 9. und 10.9.1991 in Braunschweig; Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig, Heft 50

Cornel, P., Wagner, M., Krause, S. (2003)

Investigation of oxygen transfer rates in full scale membrane bioreactors; Water Science and Technology, Vol. 47 (11), 313-319

DIN 38409 H 1 (1987)

Deutsche Norm, DIN 38409 H 1, Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen, Bestimmung des Gesamttrockenrückstandes, des Filtrattrockenrückstandes und des Glührückstandes, Deutsches Institut für Normung, Berlin, 1987

DIN 38414 S 6 (1986)

Deutsche Norm, DIN 38414, S 6, Schlamm und Sedimente, Bestimmung der Sauerstoffverbrauchsrate, Deutsches Institut für Normung, Berlin, 1986

DIN EN 12255-15; 2004

Deutsche Norm, DIN EN 12255-15, Kläranlagen, Teil 15: Messung der Sauerstoffzufuhr in Reinwasser in Belüftungsbecken von Belebungsanlagen, Deutsches Institut für Normung, Berlin, 2004

DIN EN 12879 (2001)

Deutsche Norm, DIN EN 12879, Bestimmung des Glühverlustes der Trockenmasse, Deutsches Institut für Normung, Berlin, 2001

DIN EN 12880, 2001

Deutsche Norm, DIN EN 12880, Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehalts, Deutsches Institut für Normung, Berlin, 2001

DIN EN 14702-1 (2006)

Deutsche Norm, DIN EN 14702-1, Charakterisierung von Schlämmen – Absetzeigenschaften – Teil 1: Bestimmung der Absetzbarkeit (Bestimmung des Schlammvolumens und des Schlammvolumenindex), Deutsches Institut für Normung, Berlin, 2006

DIN EN 1899-1 (1998)

Deutsche Norm, DIN EN 1899-1, Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs nach n Tagen (BSB_n) - Teil 1: Verdünnungs- und Impfverfahren nach Zugabe von Allylthioharnstoff, Deutsches Institut für Normung, Berlin, 1998

Durth, A. (2000)

Einfluss von Temperatur, Anlagenkonfiguration und Auslastung auf die Ablaufkonzentration bei der biologischen Abwasserreinigung, Dissertation, WAR Schriftenreihe, Bd. 126, Technische Universität Darmstadt

DWA-M 209 (2007)

DWA-Merkblatt 209, Messung der Sauerstoffzufuhr von Belüftungseinrichtungen in Belebungsanlagen in Reinwasser und in belebtem Schlamm, DWA Fachausschuss KA 6 Aerobe biologische Abwasserreinigungsverfahren, Hennef

DWA-M 210 (2009)

DWA-Merkblatt 210, Belebungsanlagen im Aufstaubetrieb (SBR), DWA Fachausschuss KA 6 Aerobe biologische Abwasserreinigungsverfahren, Hennef

DWA-M 227³⁸ (2011)

DWA-Merkblatt 227, Membran-Bioreaktor-Verfahren (MBR-Verfahren), DWA Fachausschuss KA 7, Hennef, Entwurf, Stand 27.07.2011

DWA-M 229-1³⁹ (2012)

DWA-Merkblatt 229-1, Systeme zur Belüftung und Durchmischung von Belebungsanlagen; Teil 1: Planung, Ausschreibung und Ausführung, DWA Arbeitsgruppe KA-6.5 „Belüftung und Durchmischung“, Hennef, Entwurf, Stand 6.8.2012

v.d. Emde, W. (1979)

Entfernung von Kohlenstoffverbindungen mit belebtem Schlamm, Fortbildungskurs Biologische Abwasserreinigung, Technische Universität Wien, zitiert in: ATV (1997)

EPA (1989)

Fine Pore Aeration Systems (Design Manual); U.S: Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Center for Environmental Research Information, Risk reduction Engineering Laboratory, Cincinnati; OH 45268, EPA/625/1-89/023

Franta, J., Wilderer, P.A., Irvine, R.L. (1995)

Möglichkeiten und Grenzen des SBR-Verfahrens und großtechnische Erfahrungen, in: Abwasserreinigungskonzepte, internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen, Wiener Mitteilungen, Bd. 117, Technische Universität Wien

Frey, W. (1993)

Anforderungen an Belüftungssysteme; in: Bemessung und Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung, Wiener Mitteilungen, Bd. 110, Technische Universität Wien

Fröse, G. (2001)

Praxiserfahrungen mit dem ATV-Merkblatt M 209 und Vorstellung des neuen europäischen Norm-Entwurfs DIN EN 1255-15 zur Messung der Sauerstoffzufuhr in Reinwasser, in: 64. Darmstädter Seminar Abwassertechnik, Neues zur Belüftungstechnik, WAR Schriftenreihe, Bd. 134, 2001

³⁸ Das DWA-Merkblatt 227 befindet sich zum Zeitpunkt der Drucklegung dieser Arbeit im Entwurfsstadium, Änderungen gegenüber dem hier dargestellten sind möglich.

³⁹ Das DWA-Merkblatt 229-1 befindet sich zum Zeitpunkt der Drucklegung dieser Arbeit im Entwurfsstadium, Änderungen gegenüber dem hier dargestellten sind möglich.

-
- Gallent, W. (2001)
SBR-Anlagen - Bemessung und Verfahrensvergleich, in: Kommunale Kläranlagen, Bemessung, Erweiterung, Optimierung und Kosten, Hrsg.: W.J. Bartz, Expert Verlag
- Germain, E., Nelles, F., Drews, A., Pearce, P., Reid, E., Stephenson, T. (2007)
Biomass effects on oxygen transfer in membrane bioreactors. Water Research 41 (5), 1038-1044
- Gillot, S. and Heduit, A. (2008)
Prediction of alpha factor values for fine pore aeration systems. Water Science and Technology, Vol. 57 (8), 1265-1269
- Gujer, W. (2007)
Siedlungswasserwirtschaft, 3. Auflage, Springer Verlag Berlin, Heidelberg
- Günder, B. (1999)
Das Membranbelebungsverfahren in der kommunalen Abwasserreinigung
Dissertation, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Bd. 153, Oldenbourg-Verlag, München 1999
- Günkel, T., Wagner, M. (2011)
Sauerstoffeintrag von Druckbelüftungssystemen in Abhängigkeit abwassertechnischer Parameter - aktuelle Forschungsergebnisse, In: Biologische Abwasserbehandlung im Spannungsfeld zwischen Belüftungseffizienz und Energieverbrauch; 3. Infotag IWAR Abwassertechnik; 24. November 2011, Darmstadt
- Günkel, T., Wagner, M. (2012)
Design of aeration systems in activated sludge plants at different wastewater temperatures; Water Practice and Technology; volume 7, issue 1, wpt.2012.010
- Haberkern, B., Maier, W., Schneider, U. (2006)
Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen, Umweltforschungsplan des BMU, Forschungsbericht 205 26 307, UBA-FB 001075, Texte 11/08
- Hartwig, P. (1993)
Beitrag zur Bemessung von Belebungsanlagen mit Stickstoff- und Phosphorelimination, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 84
- Henkel, J. (2010)
Oxygen transfer phenomena in activated sludge, Dissertation, IWAR Schriftenreihe, Bd. 210, Technische Universität Darmstadt

-
- Itokawa, H., Thiemig, C., Pinnekamp, J. (2008)
Design and Operating Experiences of Municipal MBR in Europe, Water Sci. Technol. 2008, 58 (12), 2319–2327
- Jardin, N. (2001)
Auswirkungen der neuen ATV/DVWK-Arbeitsblätter A 131 und A198 auf die Berechnung des Sauerstoffbedarfs, in: Neues zur Belüftungstechnik, 64. Darmstädter Seminar, WAR Schriftenreihe, Bd. 134, 2001, Darmstadt
- Jardin, N. (2005)
Erschließung von Einsparpotentialen - Konkretisierung an Beispielen aus der Praxis, Ruhrverband-Forum, Vorträge 2005
- Jardin, N. (2008)
Wechselwirkungen zwischen Abwasserreinigung und Schlammbehandlung, Müll-Handbuch, Lieferung 2/08, Mai 2008
- Judd, S. (2011)
The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment, Butterworth-Heinemann, second edition
- Kayser, R. (1967)
Ermittlung der Sauerstoffzufuhr von Abwasserbelüftern unter Betriebsbedingungen, Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, Technische Hochschule Braunschweig, Heft 1
- Kayser, R., Dernbach, H. (1980)
Weiterentwicklung der Methoden zur Messung der Sauerstoffzufuhr unter Betriebsbedingungen, in: Belüftungssysteme und Energiehaushalt bei der Abwasserreinigung, 10. Abwassertechnisches Seminar der TU München, Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Bd. 128
- Kayser, R. (1983)
Ein Ansatz zur Bemessung einstufiger Belebungsanlagen für Nitrifikation-Denitrifikation, gwf Wasser/Abwasser, Seiten 419-427
- Kayser, R. (2001)
Bemessung von Belebungs- und SBR-Anlagen, ATV-DVWK Kommentar zum ATV-DVWK-Regelwerk, Hennef 2001
- Kayser, R. (2002)
Bemessung des Sauerstoffbedarfs und Anforderungen an die Belüftungstechnik nach dem neuen A 131, in: Belüftungstechnik in der Abwasserbehandlung, 3. Hannoversche Belüftertagung, 13. Juni 2002, Hannover
- Koppe, P. und Stozek, A. (1999)
Kommunales Abwasser, Vulkan-Verlag Essen, 4. Auflage 1999

-
- Krampe, J. (2001)
Das SBR-Membranbelevungsverfahren, Dissertation; Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft; Bd. 163, Universität Stuttgart
- Krampe, J. and Krauth, K. (2003)
Oxygen transfer into activated sludge with high MLSS concentrations, Water Science and Technology, Vol. 47 (11), 297-303
- Krause, S. (2005)
Untersuchungen zum Energiebedarf von Membranbelevungsanlagen, Dissertation, WAR Schriftenreihe, Bd. 166, Technische Universität Darmstadt
- Krause, S., Zimmermann, B., Thiemig, C. (2011)
Untersuchungen zum ressourcenschonenden Betrieb von Membranbelevungsanlagen - Optimierungen hinsichtlich Energie- und Chemikalienbedarf, Korrespondenz Abwasser (58) Nr. 9, 2011
- Kroiss, H. (1989)
Beurteilung des Abwassers für Planung und Optimierung von Kläranlagen, in: Fortbildungskurs biologische Abwasserreinigung, Wiener Mitteilungen, Bd. 81, Technische Universität Wien
- Kron, v.d., G.T.M. (1968)
The influence of suspended solids on the rate of oxygen transfer in aqueous solutions, Advances in Water Pollution Research, 4th international conference, prague, 1968
- Loock, P. (2009)
Veränderung der Leistungsfähigkeit feinblasiger Membranbelüftungselemente unter abwassertechnischen Betriebsbedingungen, Dissertation, IWAR Schriftenreihe, Bd. 202, Technische Universität Darmstadt
- Matsché, N. (1998)
Grundlagen der Nitrifikation, in: Bemessung von kommunalen Kläranlagen; Grundlagen, Bemessungsansätze und -beispiele der biologischen und weitergehenden Abwasserbehandlung, Hrsg. W. J. Bartz, Expert Verlag
- Meda, A. und Cornel, P. (2010)
Sommer- und Winterbetrieb von Abwasserbehandlungsanlagen zur Erzeugung von Bewässerungswasser, in: Leitfaden des BMBF- Projektverbundes „Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung, Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung“ (Bochum 2010)

Mennerich, A.; Plumeyer, J. (2006)

Übertragbarkeit von Laborerkenntnissen und Ergebnissen aus Versuchsanlagen auf die Praxis; DWA-Seminar „Belüftung von Belebungsbecken“ am 8.Mai 2006 in Osnabrück

Metcalf und Eddy (2003)

Wastewater Engineering - Treatment and Reuse, Fourth Edition, McGraw-Hill International Edition, New York

Muller, E.B., Stouthamer, A.H., van Verseveld, H.W., Eikelboom, D.H. (1995)

Aerobic domestic waste water treatment in a pilot plant with complete sludge retention by cross-flow filtration. Water Research, Vol. 29 (4), 1179-1189

Ohle, P. (2002)

Bemessung von Membranbioreaktoren für die kommunale Abwasserreinigung, Dissertation, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Bd. 187

Pöpel, H.J., (1985)

Grundlagen zur Optimierung der Belüftung und Energieeinsparung; in: Optimierung und Energieeinsparung in der Abwassertechnik durch Einsatz neuer Belüftungssysteme, WAR Schriftenreihe Bd. 23, Technische Universität Darmstadt

Pöpel, H.J., Wagner, M. (1993)

Heutiger Kenntnisstand des Einflusses der Eintauchtiefe von Druckluftbelüftungssystemen auf den Sauerstoffeintrag, in: Aktuelle Aufgaben der Abwasserreinigung und Schlammbehandlung, 35. Darmstädter Seminar Abwassertechnik, WAR Schriftenreihe Bd. 71, Technische Universität Darmstadt

Pöpel, H.J., Wagner, M. (1997)

Leistung und Bemessung von Belüftungseinrichtungen; in: Kommunale Abwasserbehandlung, ATV-Fortbildungskurs für Wassergütwirtschaft und Abwassertechnik I/2, Oktober 1997 in Fulda

Pöpel, H.J., Wagner, M. (1998)

Sauerstoffeintrag moderner Belüftungssysteme, Teil I Druckbelüftung und Teil II Oberflächenbelüftung, Korrespondenz Abwasser (36) Nr. 4 (Teil I, S. 453-457 und Teil II S. 582-590)

Pöpel, H.J. (1999)

Anpassung von Bemessung und Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen an die Anforderungen aus der Wiederverwendung von Abwasser, in: Abwasserwiederverwendung in wasserarmen Regionen, WAR Schriftenreihe, Bd. 116, Technische Universität Darmstadt

Reichert, J. (1997)

Bilanzierung des Sauerstoffeintrags und des Sauerstoffverbrauchs mit Hilfe der Abluftmethode, Dissertation, IWAR Schriftenreihe, Bd. 96, Technische Universität Darmstadt

Roest, H.F., v.d., van Bentem, A.G.N. and Lawrence, D.P. (2002)

MBR-technology in municipal wastewater treatment: challenging the traditional treatment technologies. Water Science and Technology Vol. 46 (4-5), 273-280

Rönnner-Holm, S.; 2006:

Zeitliche Variation des Alpha-Wertes in SBR-Anlagen; DWA-Seminar „Belüftung von Belebungsbecken“ am 8. Mai 2006 in Osnabrück

Ros M., Dular, M. (1992)

Determination of some kinetic parameters by respirometry, Water Science and Technologie, Vol. 26, 2535-2538

Rosenberger, S. (2003)

Charakterisierung von belebtem Schlamm in Membranbelebungsreaktoren zur Abwasserreinigung, Dissertation, VDI Verlag GmbH, Düsseldorf

Rosso, D.; Iranpour, R., Stenstrom, M. K. (2001)

Fine pore aeration - Fifteen years of off-gas transfer; in: Proceedings of the 74th Annual Water Environment Federation Technical Exposition and Conference, New Atlante, Georgia, USA

Rosso, D. (2005)

Mass Transfer at Contaminated Bubble Interfaces, Dissertation, University of California, Los Angeles

Rosso, D., Larson, L. E., Stenstrom, K. (2008)

Aeration of large-scale municipal wastewater treatment plants: state of the art, Water Science and Technology, Vol. 57 (7), 973-977

Schleypen, P. (1998)

Verfahrenstechnische Aspekte bei der Abwasserreinigung - Belebungsanlagen, in: Bemessung von kommunalen Kläranlagen; Grundlagen, Bemessungsansätze und -beispiele der biologischen und weitergehenden Abwasserbehandlung, Hrsg. W. J. Bartz, Expert Verlag

Seibert-Erling, G. (2009)

Verbesserung der Effizienz energieintensiver Aggregate auf Kläranlagen, neue Ergebnisse aus der betrieblichen Praxis; in: 21. Norddeutsche Tagung für Abwasserwirtschaft und Gewässerentwicklung, FH Lübeck, 2009

Steinman, G.A., (2011)

Was ist ein EW? DWA-Workshop „A 131 - Bewährtes und Verbesserungen“
im Rahmen der 100. Sitzung des DWA-Fachausschusses KA 6, 26.5.2011,
Bottrop

Steinmetz, H. (1996)

Einfluss von Abwasserinhaltsstoffen, Stoffwechselprozessen und Betriebsparametern von Belebungsanlagen auf den Sauerstoffeintrag in Abwasser-Belebtschlamm-Gemische, Dissertation, Universität Kaiserslautern.

Stenstrom, M.K., Gilbert, R.G. (1981)

Effects of alpha, beta and theta factor upon the design, specification and operation of aeration systems. Water Research, 1981, 15, 643-654

Theilen, U. (2011)

Arbeitshilfe zur Verbesserung der Energieeffizienz von Abwasserbehandlungsanlagen, Anforderungen an die Planung und Durchführung; Hrsg. Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Wiesbaden 2011

Tschui, M., von Schulthess, R., Boller, M. (1996):

Abwasserreinigungsanlagen, Einfluss der Tenside beim Sauerstoffeintrag in Belebtschlamm, Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr.21, Hrsg. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).

Veits, G. (1977)

Einfluss der Vorklärung auf die biologische Stufe und auf die Wirtschaftlichkeit von Belebungsanlagen, Berichte aus der Wassergütewirtschaft und Gesundheitssingenieurwesen, Nr. 18, Technische Universität München

Wagner, J. (2002)

Optimierung von Druckluftbelüftungssystemen in der Abwasserbehandlung, Dissertation, Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 122

Wagner, M. (1991)

Einfluss oberflächenaktiver Substanzen auf Stoffaustauschmechanismen und Sauerstoffeintrag, Dissertation, WAR Schriftenreihe, Bd. 53, Technische Universität Darmstadt

Wagner, M. (1999)

Factor influencing the magnitude of alpha-values of fine bubble aeration systems; in: Proceedings of the 72nd Annual Water Environment Federation Technical Exposition and Conference, New Orleans, Louisiana, USA

Wagner, M.; Cornel, P.; Krause, S. (2001)

Messung und Auswertung des Sauerstoffeintrags in Reinwasser und unter Betriebsbedingungen in Membranbelebungsanlagen, GWF Wasser Abwasser, 142 Nr. 4, 293-298

Wagner, M. (2003)

Belüftungseinrichtungen, in: Maschinentechnik in der Abwasserreinigung; Verfahren und Ausrüstung, Hrsg: Hellmann, D.H., Riegler, G.; Verlag: Wiley-VCH, 1. Auflage 2003

Wagner, M.; Cornel, P.; Krause, S. (2003)

Entwicklung einer Arbeitsanleitung zur Messung des Sauerstoffeintrags in Membranbelebungsanlagen in Reinwasser und belebtem Schlamm, Kurzfassung zum Forschungsbericht 6/01, Korrespondenz Abwasser (50) Nr.8, August 2003

Wagner, M.; Looock, P. (2007)

Scale-up Problematik bei feinblasigen Druckluftbelüftungssystemen, Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben an der TU Darmstadt, gefördert von der Fritz und Margot Faudi-Stiftung, Kennziffer 65

Wagner, M.; Looock, P.; Güntel, T. (2007a)

Möglichkeiten der Energieeinsparung auf Kläranlagen mit modernen Belüftungssystemen, 35. Abwassertechnisches Seminar: Ertüchtigungen von Kläranlagen, Berichte aus Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München

Wagner, M.; Looock, P.; Güntel, T. (2007b)

Design and Operational Aspects of Modern Fine Bubble Aeration Systems, 10th IWA Specialised Conference: Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants, Proceedings-Papers, 9.-13. September 2007, Vienna, Austria

Wagner, M., Güntel, T. (2009)

Leistung und Bemessung von Belüftungseinrichtungen, in: DWA-Wasserwirtschaftskurs N/2 Kommunale Abwasserbehandlung, 8.10.2009 in Kassel

Wagner, M., Güntel, T. (2010)

Belüftungssysteme in kalten und warmen Klimaten; in: Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern; Band 2; Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung; Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung; Hrsg.: Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik; gefördert vom BMBF; 2010

Wolfbauer, O.; Moser, F.; Trieb, H. (1977)

Der Einfluss der Belebtschlammkonzentration auf den Sauerstoffeintrag bei mittelblasiger Druckbelüftung, Österreichische Abwasser-Rundschau, Nr. 22, 124-126, 1997

Zlokarnik, M. (1980)

Koaleszenzphänomene im System gasförmig/flüssig und deren Einfluss auf den O₂-Eintrag bei der biologischen Abwasserreinigung, Korrespondenz Abwasser, 728-734, 1980

10 Anhang

10.1 Ergänzung zu Kapitel 4.2

Tabelle 15: CSB-Konz. im Zulauf, TS-Konz. im Zu- und Ablauf sowie Zulauf-, Rücklauf- und Rezirkulation-Volumenstrom an den Tagen der Sauerstoffzufuhrmessungen mit Durchfluss (wie in Kapitel 4.2 erläutert)

Kennung	Datum	Reini- gungs- ziel	CSB	TS	TS	Q _(ZU)	Q _(RS)	Q _(RZ)	Q _(ZU+RS+RZ)
			mg/L	g/L	g/L	L/h	L/h	L/h	L/h
			Zulauf	Zulauf	Ablauf	Zulauf	Rücklaufschlamm	Rezirkulation	Summe
1a-mD	07.07.10	C	706	0,26	0,08	350	200		550
1b-mD	12.07.10	C	712	0,32	0,05	350	200		550
2a-mD	16.08.10	N	576	0,31	0,06	192	200	200	592
2b-mD	19.08.10	N	478	0,13	0,03	192	200	200	592
2d-mD	06.09.10	N	545	0,21	0,03	204	207	205	616
2e-mD	10.09.10	N	540	0,09	0,05	210	206	200	616
3a-mD	17.09.10	N	584	0,21	0,20	209	176	175	560
3b-mD	22.09.10	N	728	0,31	0,15	205	141	141	487
4-mD	01.11.10	N	808	0,51	0,37	202	195	287	683
5a-mD	11.11.10	C	634	0,33	0,41	354	346		700
5b-mD	25.11.10	C	573	0,25	0,41	339	216		555
6a-mD	03.12.10	N	752	0,28	0,17	221	216	219	655
6b-mD	09.12.10	N	526	0,36	0,17	214	208	222	644
7a-mD	09.05.11	S	983	0,11	0,043	108	94	366	568
7b-mD	11.05.11	S	864	0,39	0,043	110	92	365	567
7c-mD	19.05.11	S	531	0,22	0,030	103	93	356	552
7d-mD	26.05.11	S	889	0,28	0,016	104	94	367	565
7e-mD	01.06.11	S	756	0,61	0,043	96	94	373	563
7f-mD	06.06.11	S	738	0,52	0,048	104	93	380	577
8a-mD	04.07.11	N	700	0,30	0,276	193	150	378	721
8b-mD	06.07.11	N	700	0,30	0,276	197	149	379	724
8c-mD	07.07.11	N	848	0,39	0,276	193	148	378	719
9a-mD	01.08.11	C	853	0,63	0,09	301	204	297	803
9b-mD	03.08.11	C	918	0,71	0,03	308	202	293	803
10a-mD	12.08.11	C	710	0,50	0,04	406	291	153	850
10b-mD	15.08.11	C	883	0,33	0,04	412	206	138	756
11a-mD	17.08.11	C	978	0,39	0,02	312	224	156	692
12a-mD	08.09.11	S	332	0,33	0,01	77	75	297	448
12b-mD	15.09.11	S	937	0,72	0,03	74	75	294	443
12c-mD	22.09.11	S	539	0,37	0,03	75	73	294	442
12d-mD	29.09.11	S	667	0,37	0,01	76	73	294	442
12e-mD	06.10.11	S	790	0,35	0,02	77	77	295	448
13a-mD	27.10.11	S	406	0,17	0,002	85	74	295	454
13b-mD	03.11.11	S	699	0,34	0,035	77	73	294	444
13c-mD	10.11.11	S	605	0,55	0,06	78	74	284	435
14a-mD	01.12.11	N	688	0,03	0,03	161	130	328	619
14b-mD	12.01.12	N	679	0,28	0,10	152	124	352	629
14c-mD	17.01.12	N	756	0,33	0,16	154	116	354	624

Tabelle 16: TS, GV, oTS, HFV und T_w im Belebungsbecken an den Tagen der Sauerstoffzufuhrmessungen (wie in Kapitel 4.2 erläutert)

Kennung	Datum	Reini- gungs- ziel	TS	GV	oTS	HFV ₄₈	T _{w,mittel}
			g/L	%	g/L	mL/L	°C
1a-mD	07.07.10	C	3,66	76,1	2,79	130	23,6
1a-oD	08.07.10	C	3,46	75,8	2,62	125	23,6
1b-mD	12.07.10	C	3,61	79,9	2,89	130	23,6
1b-oD	14.07.10	C	3,47	75,9	2,63	140	23,6
2a-mD	16.08.10	N	3,41	70,7	2,41	140	22,6
2b-mD	19.08.10	N	3,31	71,3	2,36	135	22,6
2b-oD	20.08.10	N	3,14	71,3	2,24	120	23,5
2d-mD	06.09.10	N	3,70	73,0	2,70	135	22,6
2e-mD	10.09.10	N	2,70	74,4	2,01	115	22,6
3a-mD	17.09.10	N	3,21	74,7	2,40	125	21,7
3b-mD	22.09.10	N	4,05	77,5	3,14	140	21,7
4-mD	01.11.10	N	4,47	84,1	3,76	230	20,1
5a-mD	11.11.10	C	4,79	82,3	3,94	201	16,4
5b-mD	25.11.10	C	3,66	84,3	3,09	168	16,4
6a-mD	03.12.10	N	3,85	83,8	3,23	173	12,8
6b-mD	09.12.10	N	3,99	83,1	3,31	176	12,8
7a-mD	09.05.11	S	5,55	68,2	3,79	160	27,4
7b-mD	11.05.11	S	5,05	68,6	3,46	170	27,4
7c-mD	19.05.11	S	5,42	67,3	3,65	200	27,4
7d-mD	26.05.11	S	5,17	65,0	3,36	220	27,4
7e-mD	01.06.11	S	6,45	64,0	4,12	240	27,4
7f-mD	06.06.11	S	7,50	65,0	4,88	220	27,4
7f-oD	07.06.11	S	6,94	64,3	4,46	220	27,4
8a-mD	04.07.11	N	5,25	73,1	3,84	205	27,4
8b-mD	06.07.11	N	4,32	73,1	3,16	175	27,4
8c-mD	07.07.11	N	4,34	74,9	3,25	165	27,4
8c-oD	08.07.11	N	4,04	72,5	2,93	180	27,4
9a-mD	01.08.11	C	5,17	67,4	3,48	170	21,7
9b-mD	03.08.11	C	4,96	66,8	3,31	180	21,7
9b-oD	04.08.11	C	4,66	66,2	3,09	170	21,7
10a-mD	12.08.11	C	6,30	66,1	4,16	190	21,6
10b-mD	15.08.11	C	4,30	68,6	2,95	165	21,6
11a-mD	17.08.11	C	3,40	69,5	2,36	125	21,6
11a-oD	18.08.11	C	3,45	70,0	2,42	160	21,6
12a-mD	08.09.11	S	4,90	60,7	2,97	180	22,8
12b-mD	15.09.11	S	4,99	61,9	3,09	180	22,8
12c-mD	22.09.11	S	4,69	61,1	2,86	190	22,8
12d-mD	29.09.11	S	4,62	59,7	2,76	180	22,8
12e-mD	06.10.11	S	4,81	61,5	2,96	185	22,8
12e-oD	10.10.11	S	4,28	62,9	2,69	165	22,8

Tabelle 16: Fortsetzung

Kennung	Datum	Reini- gungs- ziel	TS	GV	oTS	HFV ₄₈	T _{W,mittel}
			g/L	%	g/L	mL/L	°C
13a-mD	27.10.11	S	3,38	58,9	1,99	135	26,0
13b-mD	03.11.11	S	3,44	62,2	2,14	145	26,0
13c-mD	10.11.11	S	3,29	62,2	2,05	140	26,0
13c-oD	16.11.11	S	2,60	64,0	1,66	115	26,0
14a-mD	01.12.11	N	3,70	78,7	2,91	130	19,5
14b-mD	12.01.12	N	3,36	72,9	2,45	150	19,5
14c-mD	17.01.12	N	3,45	70,7	2,44	135	19,5
14c-oD	19.01.12	N	3,22	71,3	2,30	125	19,5

Tabelle 17: Schlammalter ($t_{TS,gesamt}$, $t_{TS,gesamt,15^{\circ}C}$, $t_{oTS,gesamt}$, $t_{oTS,gesamt,15^{\circ}C}$) an den Tagen der Sauerstoffzufuhrmessungen mit Durchfluss (wie in Kapitel 4.2 erläutert)

Kennung	Datum	Reini- gungs- ziel	$t_{TS,gesamt}$	$t_{TS,gesamt,15^{\circ}C}$	$t_{oTS,gesamt}$	$t_{oTS,gesamt,15^{\circ}C}$
			d	d	d	d
				normier auf 15°C		normier auf 15°C
1a-mD	07.07.10	C	2,4	4,1	2,4	4,1
1b-mD	12.07.10	C	2,6	4,7	2,6	4,7
2a-mD	16.08.10	N	7,2	12,1	4,7	7,9
2b-mD	19.08.10	N	7,7	12,8	4,4	7,4
2d-mD	06.09.10	N	7,3	11,8	4,7	7,6
2e-mD	10.09.10	N	6,6	10,7	4,0	6,4
3a-mD	17.09.10	N	5,4	8,6	3,7	5,9
3b-mD	22.09.10	N	6,5	9,8	5,1	7,6
4-mD	01.11.10	N	8,1	11,3	8,1	11,2
5a-mD	11.11.10	C	3,2	3,5	3,3	3,5
5b-mD	25.11.10	C	2,6	2,7	2,5	2,6
6a-mD	03.12.10	N	14,0	12,2	14,6	12,8
6b-mD	09.12.10	N	14,9	10,2	15,7	10,8
7a-mD	09.05.11	S	15,4	41,6	17,0	45,9
7b-mD	11.05.11	S	15,2	41,9	17,0	46,7
7c-mD	19.05.11	S	16,8	46,0	16,8	45,9
7d-mD	26.05.11	S	18,5	42,9	18,5	42,8
7e-mD	01.06.11	S	18,8	51,3	20,6	56,3
7f-mD	06.06.11	S	18,7	40,1	18,7	40,1
8a-mD	04.07.11	N	6,7	16,3	6,6	16,0
8b-mD	06.07.11	N	6,9	14,9	6,8	14,6
8c-mD	07.07.11	N	7,1	15,0	7,1	15,2
9a-mD	01.08.11	C	2,7	4,3	2,8	4,3
9b-mD	03.08.11	C	2,9	5,2	2,9	5,2
10a-mD	12.08.11	C	2,5	4,0	2,5	4,0
10b-mD	15.08.11	C	2,5	4,1	2,4	4,0
11a-mD	17.08.11	C	1,7	2,9	1,7	2,9
12a-mD	08.09.11	S	28,8	48,9	28,4	48,1
12b-mD	15.09.11	S	27,2	45,5	26,7	44,6
12c-mD	22.09.11	S	26,7	41,4	26,9	41,7
12d-mD	29.09.11	S	25,2	46,4	25,6	47,0
12e-mD	06.10.11	S	24,6	43,4	24,5	43,2
13a-mD	27.10.11	S	11,5	24,4	11,4	24,3
13b-mD	03.11.11	S	10,8	24,3	10,5	23,7
13c-mD	10.11.11	S	10,3	20,9	9,8	20,0
14a-mD	01.12.11	N	5,8	8,8	5,7	8,7
14b-mD	12.01.12	N	8,1	11,3	8,1	11,2
14c-mD	17.01.12	N	5,8	7,3	5,4	6,7

Tabelle 18: CSB-Fracht ($B_{d,CSB}$), Raum- und Schlammbelastungen ($B_{R,gesamt,CSB}$, $B_{TS,gesamt,CSB}$, $B_{oTS,gesamt,CSB}$) an den Tagen der Sauerstoffzufuhrmessungen mit Durchfluss (wie in Kapitel 4.2 erläutert)

Kennung	Datum	Reini- gungs- ziel	$B_{d,CSB}$	$B_{R,gesamt,CSB}$	$B_{TS,gesamt,CSB}$	$B_{oTS,gesamt,CSB}$
			kg CSB/d	kg CSB/(m ³ ·d)	kg CSB/(kg TS·d)	kg CSB/(kg oTS·d)
1a-mD	07.07.10	C	5,93	2,51	0,69	0,90
1b-mD	12.07.10	C	5,98	2,53	0,70	0,88
2a-mD	16.08.10	N	2,65	0,64	0,19	0,26
2b-mD	19.08.10	N	2,20	0,53	0,16	0,22
2d-mD	06.09.10	N	2,66	0,64	0,17	0,24
2e-mD	10.09.10	N	2,72	0,65	0,24	0,33
3a-mD	17.09.10	N	2,92	0,90	0,28	0,37
3b-mD	22.09.10	N	3,58	1,10	0,27	0,35
4-mD	01.11.10	N	3,91	1,20	0,27	0,32
5a-mD	11.11.10	C	5,38	2,28	0,48	0,58
5b-mD	25.11.10	C	4,66	1,97	0,54	0,64
6a-mD	03.12.10	N	3,98	1,22	0,32	0,38
6b-mD	09.12.10	N	2,70	0,83	0,21	0,25
7a-mD	09.05.11	S	2,55	0,78	0,14	0,21
7b-mD	11.05.11	S	2,28	0,70	0,14	0,20
7c-mD	19.05.11	S	1,32	0,40	0,07	0,11
7d-mD	26.05.11	S	2,21	0,68	0,13	0,20
7e-mD	01.06.11	S	1,75	0,54	0,08	0,13
7f-mD	06.06.11	S	1,84	0,57	0,08	0,12
8a-mD	04.07.11	N	3,25	1,00	0,19	0,26
8b-mD	06.07.11	N	3,31	1,01	0,23	0,32
8c-mD	07.07.11	N	3,92	1,20	0,28	0,37
9a-mD	01.08.11	C	6,17	1,89	0,37	0,54
9b-mD	03.08.11	C	6,78	2,08	0,42	0,63
10a-mD	12.08.11	C	6,92	2,93	0,47	0,70
10b-mD	15.08.11	C	8,74	3,70	0,86	1,25
11a-mD	17.08.11	C	7,32	3,10	0,91	1,31
12a-mD	08.09.11	S	0,61	0,19	0,04	0,06
12b-mD	15.09.11	S	1,67	0,51	0,10	0,17
12c-mD	22.09.11	S	0,98	0,30	0,06	0,10
12d-mD	29.09.11	S	1,22	0,37	0,08	0,14
12e-mD	06.10.11	S	1,46	0,45	0,09	0,15
13a-mD	27.10.11	S	0,83	0,25	0,08	0,13
13b-mD	03.11.11	S	1,29	0,40	0,11	0,18
13c-mD	10.11.11	S	1,13	0,35	0,10	0,17
14a-mD	01.12.11	N	2,66	0,82	0,22	0,28
14b-mD	12.01.12	N	2,48	0,76	0,23	0,31
14c-mD	17.01.12	N	2,80	0,86	0,25	0,35

Tabelle 19: CSB-Konzentration und spezifische aerobe CSB Fracht sowie Konzentration anionischer Tenside und spezifische Fracht anionischer Tenside im Zulauf zum aeroben Belebungsbecken an Tagen der Sauerstoffzufuhrmessungen mit Durchfluss (wie in Kapitel 4.2 erläutert)

Kennung	Datum	Reini- gungs- ziel	Zulauf BB _{aerob}	Zulauf BB _{aerob}	Zulauf BB _{aerob}	Zulauf BB _{aerob}
			CSB	B _{oTS,spez,CSB}	AT	B _{oTS,spez,AT}
			mg/L	kg CSB/(kg oTS·d)	mg/L	kg AT/(kg oTS·d)
7c-mD	19.05.11	S	53,18	0,082	0,84	0,0013
7d-mD	26.05.11	S	27,50	0,047	0,54	0,0009
7e-mD	01.06.11	S	23,83	0,033	0,76	0,0011
7f-mD	06.06.11	S	27,40	0,033	0,87	0,0011
8a-mD	04.07.11	N	83,13	0,159	1,47	0,0028
8b-mD	06.07.11	N	60,87	0,142	1,06	0,0025
8c-mD	07.07.11	N	44,10	0,099	1,17	0,0026
9a-mD	01.08.11	C	84,27	0,197	2,29	0,0054
9b-mD	03.08.11	C	86,70	0,214	1,96	0,0048
12a-mD	08.09.11	S	23,27	0,036	0,45	0,0007
12b-mD	15.09.11	S	27,80	0,041	0,50	0,0007
12c-mD	22.09.11	S	25,93	0,041	0,46	0,0007
12d-mD	29.09.11	S	28,80	0,047	0,92	0,0015
12e-mD	06.10.11	S	25,47	0,039		
13a-mD	27.10.11	S	29,1	0,068		
13b-mD	03.11.11	S	30,67	0,065	0,67	0,0014
13c-mD	10.11.11	S	31,30	0,068	0,78	0,0017
14a-mD	01.12.11	N	41,80	0,090	1,64	0,0035
14b-mD	12.01.12	N	72,10	0,188	2,90	0,0076
14c-mD	17.01.12	N	48,17	0,126	1,82	0,0047

10.2 Ergänzung zu Kapitel 4.3.1

Die nachstehenden Abbildungen zeigen die den in Kapitel 4.3.1 aufgeführten Mittelwerten zugrundeliegenden Mess- bzw. Einzelwerte.

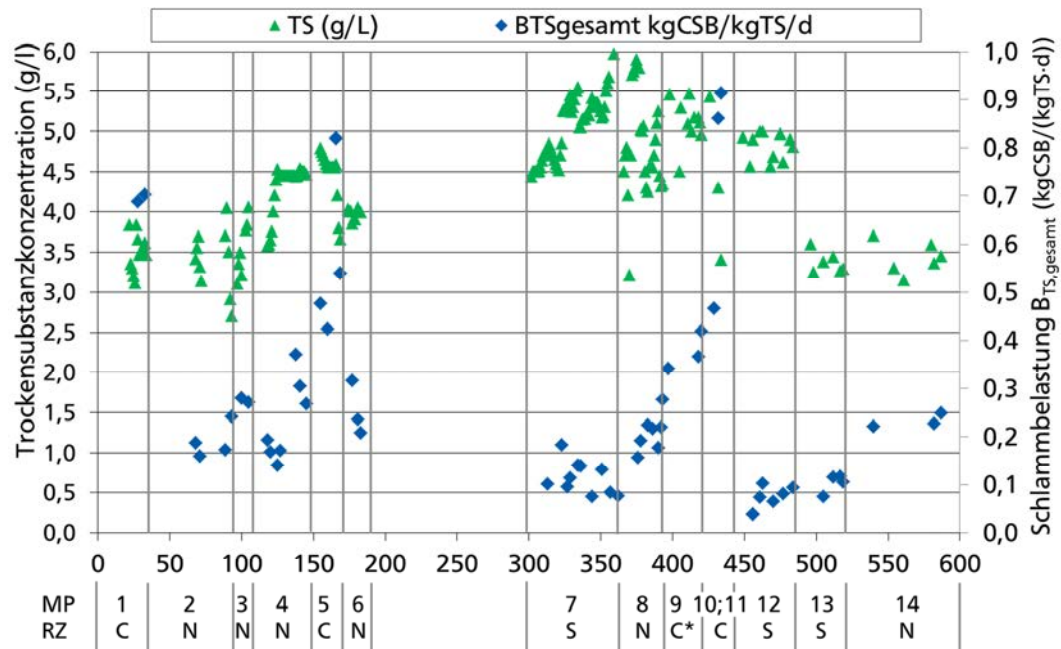


Abbildung 49: Trockensubstanzkonzentration TS (g/L) und Schlammbelastung $B_{TS,gesamt}$ (kg CSB/(kg TS·d)) dargestellt über die Betriebstage der Versuchsanlage

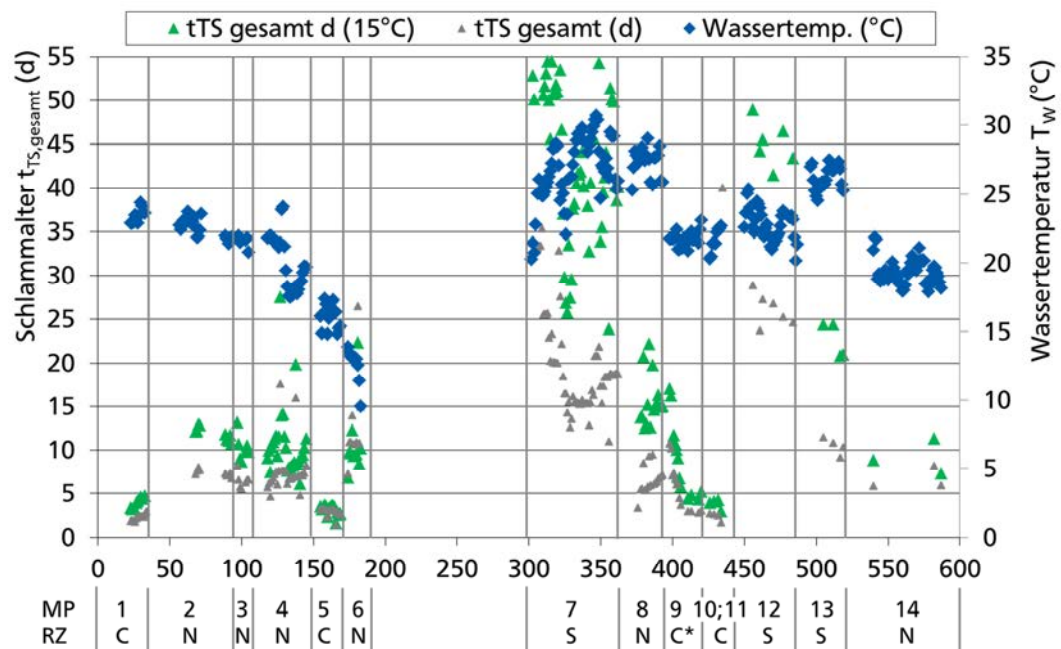


Abbildung 50: Schlammalter $t_{TS,gesamt}$ und $t_{TS,gesamt,15^\circ C}$ (d) und Wassertemperatur im Belebungsbecken T_w (°C) dargestellt über die Betriebstage der Versuchsanlage

10.3 Ergänzung zu Kapitel 4.3.2

Die nachstehenden Abbildungen zeigen die den in Kapitel 4.3.2 aufgeführten Mittelwerten zugrundeliegenden Mess- bzw. Einzelwerte.

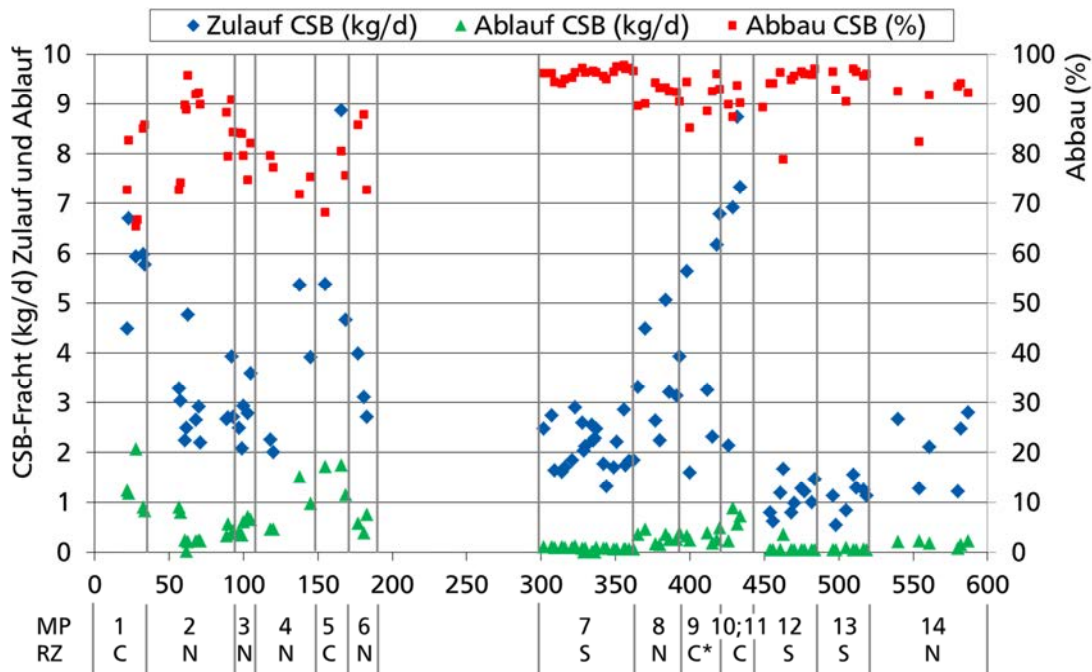


Abbildung 51: Reinigungsleistung der Versuchsanlage dargestellt als CSB-Fracht in kg/d und als Abbau in % über die Betriebstage

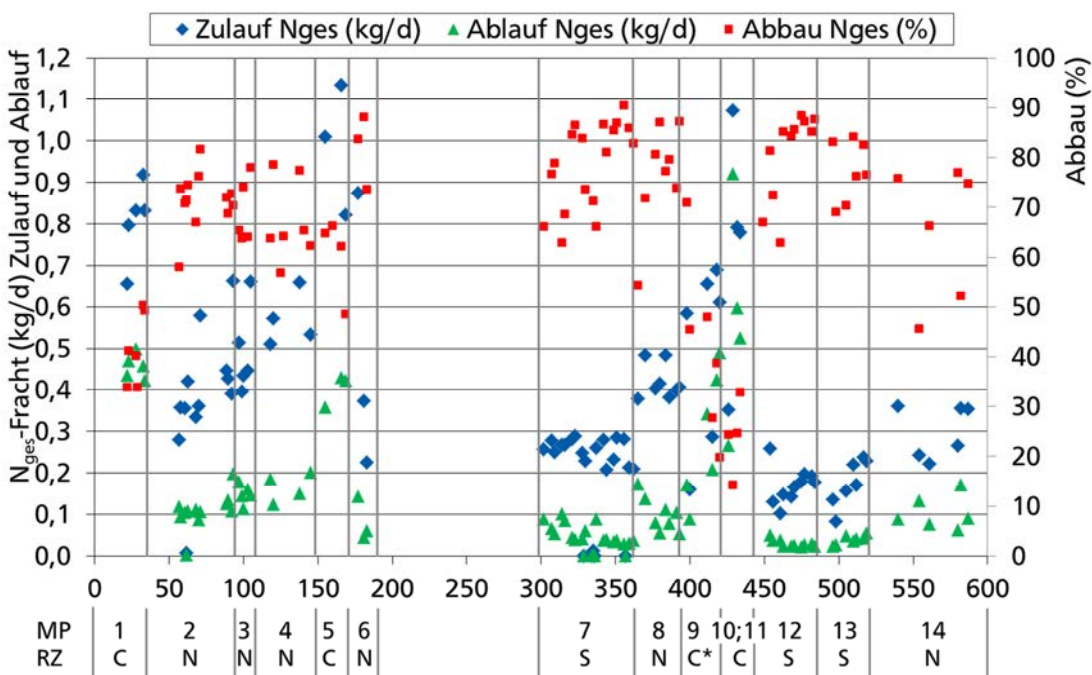


Abbildung 52: Reinigungsleistung der Versuchsanlage dargestellt als N_{ges} -Fracht in kg/d und als Abbau in % über die Betriebstage

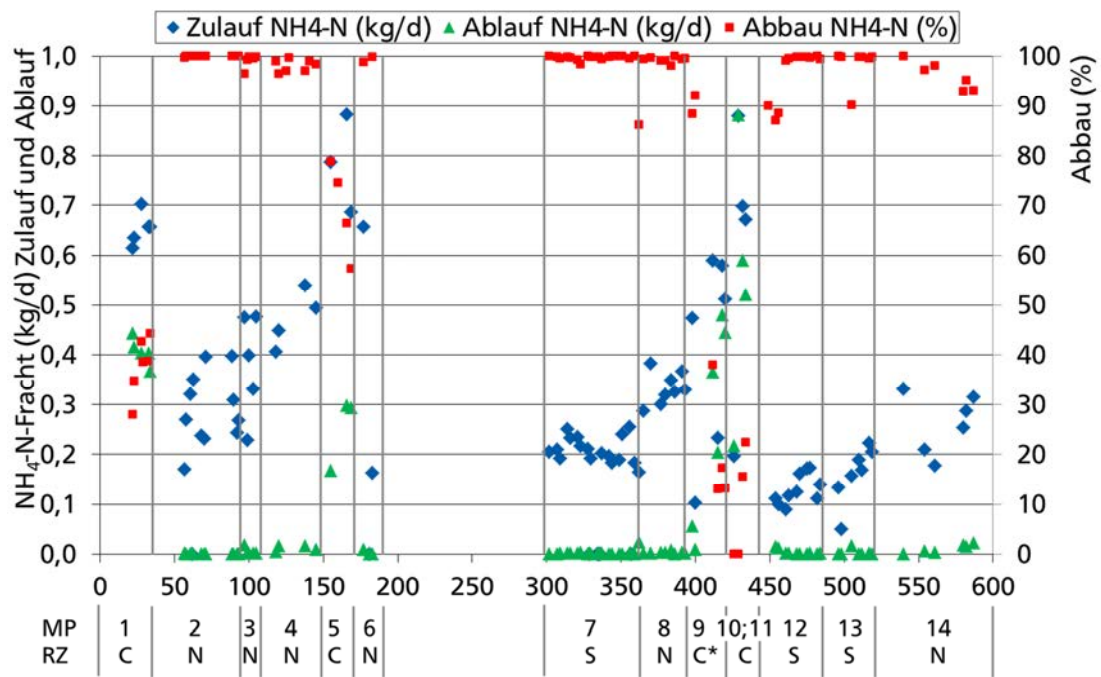


Abbildung 53: Reinigungsleistung der Versuchsanlage dargestellt als NH₄-N-Fracht in kg/d und als Abbau in % über die Betriebstage

10.4 Ergänzungen zu Kapitel 4.4

Wenn OV , q_{ZU} , q_{RS} , q_{RZ} und $\alpha k_L a$ konstant sind, kann nach Kayser und Dernbach (1980) Gleichung 50 in Gleichung 51 eingesetzt und dadurch OV eliminiert werden.

$$\text{Gleichung 50: } -\frac{dC_t}{dt} = \alpha k_L a \cdot (C_t - C'_S) + (q_{ZU} + q_{RS} + q_{RZ}) \cdot C_t + OV$$

$$\text{Gleichung 51: } OV = \alpha k_L a \cdot (C'_S - C_S^*) - (q_{ZU} + q_{RS} + q_{RZ}) \cdot C_S^*$$

Gleichung 50 eingesetzt in Gleichung 51:

$$\text{mit } q_{ZU} + q_{RS} + q_{RZ} = q$$

$$-\frac{dC_t}{dt} = \alpha k_L a \cdot (C_t - C'_S) + (q) \cdot C_t + (\alpha k_L a \cdot (C'_S - C_S^*) - (q) \cdot C_S^*)$$

$$\text{mit } C'_S = C_t:$$

$$-\frac{dC_t}{dt} = \alpha k_L a \cdot (C_t - C'_S) + (q) \cdot C_t + (\alpha k_L a \cdot (C'_S - C_S^*) - (q) \cdot C_S^*)$$

$$-\frac{dC_t}{dt} = (q) \cdot C_t + (\alpha k_L a \cdot (C_t - C_S^*) - (q) \cdot C_S^*)$$

$$-\frac{dC_t}{dt} = q \cdot C_t + \alpha k_L a \cdot C_t - \alpha k_L a \cdot C_S^* - q \cdot C_S^*$$

$$-\frac{dC_t}{dt} = q \cdot C_t - q \cdot C_S^* + \alpha k_L a \cdot C_t - \alpha k_L a \cdot C_S^*$$

$$-\frac{dC_t}{dt} = q \cdot (C_t - C_S^*) + \alpha k_L a \cdot (C_t - C_S^*)$$

$$-\frac{dC_t}{dt} = (\alpha k_L a + q) \cdot (C_t - C_S^*)$$

mit $q = q_{ZU} + q_{RS} + q_{RZ}$ ergibt sich folgende Gleichung 52:

$$\text{Gleichung 52: } -\frac{dC_t}{dt} = (\alpha k_L a + q_{ZU} + q_{RS} + q_{RZ}) \cdot (C_t - C_S^*)$$

10.5 Ergänzungen zu Kapitel 4.5

Nachfolgende Tabelle 20 zeigt die gemessenen Belüftungskoeffizienten $k_{LaT,mittel}$ und $\alpha k_{LaT,mittel}$ sowie die temperaturkorrigierten Belüftungskoeffizienten k_{La20} und αk_{La20} für die einzelnen Sauerstoffzufuhrmessungen in den jeweiligen Messphasen.

Tabelle 20: Gemessene Belüftungskoeffizienten $k_{LaT,mittel}$ bzw. $\alpha k_{LaT,mittel}$, berechnete Belüftungskoeffizienten k_{La20} bzw. αk_{La20} aufgeführt für alle Messungen mit den jeweils gemessenen Luftvolumenströmen, Wassertemperatur, Druck sowie Durchfluss q

Kennung	Nr.	Datum	Zeit	Vol.	T_W	P_{Atm}	Q_{Luft}	$k_{LaT,mittel}$	k_{La20}	$q_{(ZU,RZ,RS)}$	Einfluss von q
				m ³	°C	mbar	m _N ³ /h	l/h	l/h	l/h	auf k_{La20} (%)
RW-a	1	27.05.10	09:22	2,3	20	998	9,1	21,46	21,61	0	0
RW-a	2	27.05.10	10:09	2,3	20	998	1,4	4,02	4,03	0	0
RW-a	3	27.05.10	12:51	2,3	20	998	7,5	17,56	17,56	0	0
RW-a	4	27.05.10	13:45	2,3	20	998	3,5	8,69	8,69	0	0
RW-a	5	27.05.10	14:53	2,3	20	998	5,7	14,31	14,27	0	0
RW-a	6	10.06.10	10:50	2,3	21	994	1,8	4,56	4,50	0	0
RW-a	7	10.06.10	13:00	2,3	20	993	7,4	17,68	17,64	0	0
RW-a	8	10.06.10	13:50	2,3	20	993	5,5	13,23	13,17	0	0
RW-a	9	10.06.10	14:50	2,3	20	992	3,7	9,32	9,28	0	0
1a-mD	1	07.07.10	09:45	2,4	21	1011	7,7	10,38	10,06	0,230	2,3
1a-mD	2	07.07.10	11:20	2,4	22	1011	3,3	5,65	5,45	0,230	4,2
1a-mD	3	07.07.10	13:18	2,4	22	1011	5,9	7,94	7,63	0,230	3,0
1a-mD	4	07.07.10	15:05	2,4	22	1010	5,9	7,04	6,72	0,230	3,4
1a-oD	1	08.07.10	09:55	2,3	22	1009	7,8	15,69	14,96	0	0
1a-oD	2	08.07.10	11:00	2,3	22	1008	3,8	8,33	7,91	0	0
1a-oD	3	08.07.10	12:30	2,3	22	1008	5,6	12,45	11,79	0	0
1a-oD	4	08.07.10	13:52	2,3	23	1008	7,6	16,06	15,13	0	0
1a-oD	5	08.07.10	14:54	2,3	23	1007	3,6	8,03	7,55	0	0
1a-oD	6	08.07.10	16:20	2,3	23	1007	5,5	12,62	11,83	0	0
1b-mD	1	12.07.10	09:13	2,4	23	1002	7,7	10,98	10,35	0,230	2,2
1b-mD	2	12.07.10	11:04	2,4	23	1001	7,6	9,88	9,25	0,230	2,5
1b-mD	3	12.07.10	14:04	2,4	23	1000	5,5	7,44	6,93	0,230	3,3
1b-mD	4	12.07.10	14:46	2,4	23	999	5,5	7,60	7,04	0,230	3,3
1b-oD	1	14.07.10	09:15	2,3	25	998	7,6	16,63	14,91	0	0
1b-oD	2	14.07.10	10:25	2,3	25	998	3,4	8,50	7,60	0	0
1b-oD	3	14.07.10	12:00	2,3	25	997	5,7	13,62	12,12	0	0
1b-oD	4	14.07.10	13:20	2,3	25	996	7,5	16,99	15,09	0	0
2a-mD	1	16.08.10	08:56	2,4	22	997	7,8	15,39	14,75	0,251	1,7
2a-mD	2	16.08.10	09:55	2,4	22	997	3,6	7,44	7,15	0,251	3,5
2a-mD	3	16.08.10	11:37	2,4	22	997	5,9	12,49	12,03	0,251	2,1
2a-mD	4	16.08.10	12:46	2,4	22	997	7,6	15,56	15,01	0,251	1,7

Tabelle 20: Fortsetzung

Kennung	Nr.	Datum	Zeit	Vol.	T _W	P _{Atm}	Q _{Luft}	k _L a _T mittel	k _L a ₂₀	q _(Zu,RZ,RS)	Einfluss von q
				m ³	°C	mbar	m _N ³ /h	1/h	1/h	1/h	auf k _L a ₂₀ (%)
2b-mD	1	19.08.10	09:00	2,4	22	1004	7,3	14,28	13,78	0,251	1,8
2b-mD	2	19.08.10	10:00	2,4	22	1005	3,4	7,45	7,19	0,251	3,5
2b-mD	3	19.08.10	11:20	2,4	22	1005	5,8	12,37	11,94	0,251	2,1
2b-mD	4	19.08.10	12:30	2,4	22	1005	7,5	14,79	14,27	0,251	1,8
2b-mD	5	19.08.10	13:20	2,4	22	1005	3,8	8,17	7,89	0,251	3,2
2b-oD	1	20.08.10	08:50	2,3	22	1009	7,5	16,21	15,39	0	0
2b-oD	2	20.08.10	09:50	2,3	22	1009	3,5	8,13	7,70	0	0
2b-oD	3	20.08.10	11:11	2,3	22	1009	5,2	11,87	11,24	0	0
2d-mD	1	06.09.10	09:16	2,4	21	1007	7,8	15,66	15,26	0,261	1,7
2d-mD	2	06.09.10	10:17	2,4	21	1007	3,7	7,93	7,73	0,261	3,4
2d-mD	3	06.09.10	11:48	2,4	21	1006	5,6	11,66	11,39	0,261	2,3
2d-mD	4	06.09.10	12:52	2,4	21	1005	7,6	14,77	14,42	0,261	1,8
2d-mD	5	06.09.10	13:57	2,4	21	1004	3,7	7,90	7,71	0,261	3,4
2d-mD	6	06.09.10	15:25	2,4	21	1003	5,6	11,11	10,82	0,261	2,4
2e-mD	1	10.09.10	09:20	2,4	21	1010	7,8	15,71	15,31	0,261	1,7
2e-mD	2	10.09.10	10:15	2,4	21	1011	3,7	8,33	8,12	0,261	3,2
2e-mD	3	10.09.10	11:35	2,4	21	1010	6,2	13,44	13,13	0,261	2,0
2e-mD	4	10.09.10	12:45	2,4	21	1010	7,6	15,81	15,44	0,261	1,7
2e-mD	5	10.09.10	13:40	2,4	21	1010	4,7	10,14	9,91	0,261	2,6
2e-mD	6	10.09.10	14:45	2,4	21	1010	7,7	15,70	15,34	0,261	1,7
3a-mD	1	17.09.10	09:00	2,4	21	1001	7,8	14,42	14,25	0,237	1,7
3a-mD	2	17.09.10	10:10	2,4	21	1003	5,1	9,89	9,70	0,237	2,4
3a-mD	3	17.09.10	11:39	2,4	21	1002	5,9	11,70	11,48	0,237	2,1
3b-mD	1	22.09.10	09:25	2,4	21	1010	7,8	14,63	14,29	0,206	1,4
3b-mD	2	22.09.10	10:34	2,4	21	1010	3,8	8,43	8,23	0,206	2,5
RW-b	1	23.09.10	08:55	2,3	17	1004	7,4	15,44	16,78	0	0
RW-b	2	23.09.10	09:56	2,3	17	1003	3,8	8,01	8,54	0	0
RW-b	3	23.09.10	11:05	2,3	18	1002	5,9	12,56	13,17	0	0
RW-b	4	23.09.10	13:00	2,3	18	1001	7,7	16,57	17,21	0	0
4-mD	1	01.11.10	09:30	2,4	19	996	7,7	12,40	12,66	0,290	2,3
4-mD	2	01.11.10	11:02	2,4	19	997	4,6	8,09	8,24	0,290	3,5
5a-mD	1	11.11.10	10:01	2,4	15	999	7,9	8,91	9,96	0,297	3,0
5a-mD	2	11.11.10	11:30	2,4	16	997	3,9	6,33	7,05	0,297	4,2
5a-mD	3	11.11.10	12:55	2,4	16	995	5,7	6,76	7,49	0,297	4,0
5b-mD	1	25.11.10	10:48	2,4	14	992	7,7	8,69	9,97	0,235	2,4
5b-mD	2	25.11.10	12:15	2,4	15	991	4,6	6,21	7,08	0,235	3,3
5b-mD	3	25.11.10	13:39	2,4	15	990	6,2	7,15	8,11	0,235	2,9

Tabelle 20: Fortsetzung

Kennung	Nr.	Datum	Zeit	Vol.	T _w	P _{Atm}	Q _{Luft}	k _L a _T mittel	k _L a ₂₀	q _(Zu,RZ,RS)	Einfluss von q
				m ³	°C	mbar	m _N ³ /h	l/h	l/h	l/h	auf k _L a ₂₀ (%)
6a-mD	1	03.12.10	09:45	2,4	12	999	3,8	6,83	8,17	0,278	3,4
6a-mD	2	03.12.10	11:09	2,4	12	999	5,7	9,38	11,23	0,278	2,5
6b-mD	1	09.12.10	09:16	2,4	9	1010	7,4	10,12	13,26	0,273	2,1
6b-mD	2	09.12.10	10:14	2,4	9	1010	3,9	5,57	7,29	0,273	3,7
6b-mD	3	09.12.10	11:47	2,4	9	1010	5,6	7,76	10,14	0,273	2,7
6b-mD	4	09.12.10	12:59	2,4	9	1010	7,8	10,34	13,48	0,273	2,0
7a-mD	1	09.05.11	09:27	2,4	28	1012	7,2	15,11	12,47	0,24	1,9
7a-mD	2	09.05.11	10:14	2,4	28	1012	3,6	7,92	6,54	0,24	3,7
7a-mD	3	09.05.11	11:41	2,4	28	1012	5,7	12,36	10,20	0,24	2,4
7a-mD	4	09.05.11	12:42	2,4	28	1011	7,6	16,17	13,38	0,24	1,8
7b-mD	1	11.05.11	09:25	2,4	28	1011	7,4	16,70	13,68	0,24	1,8
7b-mD	2	11.05.11	11:11	2,4	28	1011	3,6	8,71	7,15	0,24	3,4
7b-mD	3	11.05.11	12:29	2,4	28	1010	5,7	13,40	11,01	0,24	2,2
7b-mD	4	11.05.11	14:01	2,4	28	1009	7,5	17,45	14,29	0,24	1,7
7c-mD	1	19.05.11	09:23	2,4	28	1004	7,6	13,88	11,40	0,23	2,1
7c-mD	2	19.05.11	10:30	2,4	28	1004	7,2	14,30	11,74	0,23	2,0
7c-mD	3	19.05.11	11:26	2,4	28	1004	3,7	7,19	5,91	0,23	4,0
7c-mD	4	19.05.11	13:09	2,4	28	1003	5,6	10,67	8,76	0,23	2,7
7c-mD	5	19.05.11	14:50	2,4	28	1003	7,5	14,83	12,15	0,23	1,9
7d-mD	1	26.05.11	08:51	2,4	26	1001	7,2	14,48	12,50	0,24	1,9
7d-mD	2	26.05.11	09:58	2,4	26	1000	3,6	7,57	6,50	0,24	3,7
7d-mD	3	26.05.11	11:31	2,4	27	999	5,7	11,69	10,00	0,24	2,4
7d-mD	4	26.05.11	12:33	2,4	27	999	7,7	15,34	13,08	0,24	1,8
7e-mD	1	01.06.11	09:20	2,4	29	1013	7,6	16,02	12,81	0,24	1,9
7e-mD	2	01.06.11	10:34	2,4	29	1014	5,8	12,71	10,24	0,24	2,3
7e-mD	3	01.06.11	11:48	2,4	29	1014	3,6	8,11	6,55	0,24	3,7
7e-mD	4	01.06.11	13:18	2,4	29	1015	7,5	15,89	12,90	0,24	1,9
7f-mD	1	06.06.11	08:57	2,4	25	993	7,5	14,49	12,90	0,25	1,9
7f-mD	2	06.06.11	10:14	2,4	25	993	3,7	7,76	6,86	0,25	3,6
7f-mD	3	06.06.11	11:41	2,4	26	993	5,5	11,19	9,78	0,25	2,5
7f-mD	4	06.06.11	12:49	2,4	26	993	7,6	15,21	13,22	0,25	1,9
7f-oD	1	07.06.11	08:40	2,3	25	995	7,5	15,59	13,74	0	0
7f-oD	2	07.06.11	09:33	2,3	25	995	3,9	8,39	7,41	0	0
7f-oD	3	07.06.11	11:40	2,3	25	994	5,5	11,60	10,25	0	0
8a-mD	1	04.07.11	09:04	2,4	27	1003	7,5	13,53	11,57	0,31	2,6
8a-mD	2	04.07.11	10:06	2,4	27	1003	3,6	6,63	5,67	0,31	5,4
8a-mD	3	04.07.11	11:43	2,4	27	1003	5,5	9,07	7,77	0,31	3,9
8a-mD	4	04.07.11	13:05	2,4	27	1003	7,5	11,71	10,01	0,31	3,0

Tabelle 20: Fortsetzung

Kennung	Nr.	Datum	Zeit	Vol.	T _w	P _{Atm}	Q _{Luft}	k _L a _T mittel	k _L a ₂₀	q _(Zu,RZ,RS)	Einfluss von q
				m ³	°C	mbar	m _N ³ /h	1/h	1/h	1/h	auf k _L a ₂₀ (%)
8b-mD	1	06.07.11	08:56	2,4	25	997	7,5	13,11	11,69	0,31	2,6
8b-mD	2	06.07.11	09:59	2,4	25	997	3,6	6,75	6,05	0,31	5,1
8b-mD	3	06.07.11	11:49	2,4	25	997	5,7	10,29	9,25	0,31	3,3
8b-mD	4	06.07.11	13:12	2,4	24	998	7,5	13,12	11,82	0,31	2,6
8c-mD	1	07.07.11	09:53	2,4	26	999	7,5	13,59	11,73	0,31	2,6
8c-mD	2	07.07.11	10:46	2,4	26	999	3,8	7,64	6,59	0,31	4,6
8c-oD	1	08.07.11	09:27	2,3	30	1002	7,4	17,78	14,09	0	0
8c-oD	2	08.07.11	10:34	2,3	30	1002	3,7	9,20	7,29	0	0
8c-oD	3	08.07.11	12:05	2,3	30	1001	5,7	14,08	11,19	0	0
9a-mD	1	01.08.11	09:09	2,4	20	1005	7,5	9,06	9,02	0,34	3,8
9a-mD	2	01.08.11	10:16	2,4	21	1005	3,7	5,34	5,19	0,34	6,6
9a-mD	3	01.08.11	11:46	2,4	22	1005	5,6	7,44	7,13	0,34	4,8
9a-mD	4	01.08.11	13:02	2,4	22	1005	7,5	8,89	8,40	0,34	4,0
9b-mD	1	03.08.11	09:10	2,4	22	1004	7,5	7,13	6,76	0,34	5,0
9b-mD	2	03.08.11	10:32	2,4	22	1004	3,8	4,85	4,61	0,34	7,4
9b-mD	3	03.08.11	12:12	2,4	22	1003	5,7	7,06	6,72	0,34	5,1
9b-mD	4	03.08.11	13:27	2,4	22	1003	7,6	8,74	8,32	0,34	4,1
9b-oD	1	04.08.11	08:52	2,3	23	1005	7,6	12,57	11,71	0	0
9b-oD	2	04.08.11	09:52	2,3	23	1005	3,7	5,74	5,33	0	0
9b-oD	3	04.08.11	11:11	2,3	23	1004	5,6	9,49	8,82	0	0
10a-mD	1	12.08.11	09:10	2,4	21	1001	7,5	8,61	8,36	0,36	4,3
10a-mD	2	12.08.11	10:29	2,4	21	1001	3,7	5,32	5,18	0,36	6,9
10a-mD	3	12.08.11	12:01	2,4	21	1001	5,7	7,92	7,75	0,36	4,6
10a-mD	4	12.08.11	13:07	2,4	21	1000	7,5	9,18	8,99	0,36	4,0
10b-mD	1	15.08.11	09:03	2,4	22	1001	7,6	6,89	6,62	0,32	4,8
10b-mD	2	15.08.11	10:22	2,4	22	1002	4,2	4,44	4,26	0,32	7,5
10b-mD	3	15.08.11	12:05	2,4	22	1002	6,5	6,11	5,87	0,32	5,5
11a-mD	1	17.08.11	08:00	2,4	22	1006	7,6	6,08	5,81	0,29	5,0
11a-mD	2	17.08.11	09:40	2,4	22	1006	5,5	4,57	4,37	0,29	6,7
11a-mD	3	17.08.11	11:30	2,4	22	1005	7,5	5,54	5,30	0,29	5,5
11a-mD	4	17.08.11	13:00	2,4	22	1004	8,3	6,26	5,98	0,29	4,9
11a-oD	1	18.08.11	08:26	2,4	23	1002	7,4	13,68	12,71	0	0
11a-oD	2	18.08.11	09:15	2,4	23	1002	3,6	7,11	6,60	0	0
11a-oD	3	18.08.11	10:26	2,4	23	1002	5,6	11,32	10,51	0	0
RW-c	1	19.08.11	07:55	2,3	18	1002	7,5	15,14	15,84	0	0
RW-c	2	19.08.11	08:54	2,3	18	1002	5,5	11,07	11,58	0	0
RW-c	3	19.08.11	09:55	2,3	18	1003	7,5	15,27	15,97	0	0

Tabelle 20: Fortsetzung

Kennung	Nr.	Datum	Zeit	Vol.	T _w	P _{Atm}	Q _{Luft}	k _L a _T mittel	k _L a ₂₀	q _(Zu,RZ,RS)	Einfluss von q
				m ³	°C	mbar	m _N ³ /h	1/h	1/h	1/h	auf k _L a ₂₀ (%)
12a-mD	1	08.09.11	09:10	2,4	22	1000	7,5	14,01	13,36	0,19	1,4
12a-mD	2	08.09.11	10:12	2,4	22	1001	3,7	7,36	7,04	0,19	2,7
12a-mD	3	08.09.11	11:32	2,4	22	1001	5,6	10,84	10,36	0,19	1,8
12b-mD	1	15.09.11	09:04	2,4	22	1009	7,5	14,14	13,54	0,19	1,4
12b-mD	2	15.09.11	10:22	2,4	22	1010	3,7	7,48	7,20	0,19	2,6
12b-mD	3	15.09.11	11:53	2,4	22	1010	5,3	10,35	9,99	0,19	1,9
12c-mD	1	22.09.11	08:10	2,4	21	1008	7,6	13,29	13,07	0,19	1,4
12c-mD	2	22.09.11	09:15	2,4	21	1008	3,8	7,45	7,33	0,19	2,6
12c-mD	3	22.09.11	10:31	2,4	21	1009	5,5	10,29	10,12	0,19	1,8
12c-mD	4	22.09.11	11:51	2,4	21	1008	7,5	13,52	13,29	0,19	1,4
12d-mD	1	29.09.11	09:20	2,4	23	1016	7,6	14,39	13,37	0,19	1,4
12d-mD	2	29.09.11	10:17	2,4	23	1016	3,8	7,82	7,28	0,19	2,6
12d-mD	3	29.09.11	11:45	2,4	23	1016	5,5	10,79	10,07	0,19	1,9
12e-mD	1	06.10.11	09:33	2,4	23	1002	7,4	13,98	13,17	0,19	1,4
12e-mD	2	06.10.11	10:39	2,4	23	1002	3,7	7,71	7,26	0,19	2,6
12e-mD	3	06.10.11	12:03	2,4	22	1000	5,6	11,02	10,41	0,19	1,8
12e-oD	1	10.10.11	10:23	2,3	21	1006	7,5	14,53	14,15	0	0
12e-oD	2	10.10.11	11:10	2,3	21	1006	3,7	7,67	7,47	0	0
12e-oD	3	10.10.11		2,3	21	1006	5,3	10,71	10,46	0	0
13a-mD	1	27.10.11	10:13	2,4	25	1004	7,5	17,31	15,33	0,19	1,3
13a-mD	2	27.10.11	11:08	2,4	25	1004	3,7	9,23	8,20	0,19	2,3
13a-mD	3	27.10.11	12:22	2,4	25	1004	5,5	13,17	11,73	0,19	1,6
13b-mD	1	03.11.11	09:34	2,4	26	997	7,4	15,35	13,31	0,19	1,4
13b-mD	2	03.11.11	10:16	2,4	26	997	3,8	8,71	7,55	0,19	2,5
13b-mD	3	03.11.11	11:31	2,4	26	997	5,6	12,44	10,79	0,19	1,7
13c-mD	1	10.11.11	09:30	2,4	25	1011	7,4	15,30	13,72	0,18	1,3
13c-mD	2	10.11.11	10:31	2,4	25	1011	3,8	8,69	7,79	0,18	2,4
13c-mD	3	10.11.11	11:58	2,4	25	1011	5,6	12,38	11,12	0,18	1,7
13c-oD	1	16.11.11	11:44	2,3	21	1011	7,5	15,51	15,00	0	0
13c-oD	2	16.11.11	12:24	2,3	21	1011	3,8	8,33	8,08	0	0
13c-oD	3	16.11.11	13:25	2,3	21	1010	5,5	11,74	11,41	0	0
14a-mD	1	01.12.11	09:17	2,4	20	1008	7,4	11,90	11,84	0,26	2,2
14a-mD	2	01.12.11	10:06	2,4	20	1008	3,8	6,46	6,42	0,26	4,1
14a-mD	3	01.12.11	11:27	2,4	20	1007	5,6	9,33	9,29	0,26	2,8

Tabelle 20: Fortsetzung

Kennung	Nr.	Datum	Zeit	Vol.	T _w	P _{Atm}	Q _{Luft}	k _L a _T mittel	k _L a ₂₀	q _(Zu,RZ,RS)	Einfluss von q
				m ³	°C	mbar	m _N ³ /h	1/h	1/h	1/h	auf k _L a ₂₀ (%)
14b-mD	1	12.01.12	10:57	2,4	19	1015	3,7	4,68	4,78	0,27	5,6
14b-mD	2	12.01.12	12:26	2,4	19	1014	5,7	7,13	7,28	0,27	3,7
14b-mD	3	12.01.12	13:42	2,4	19	1012	7,3	8,93	9,12	0,27	2,9
14c-mD	1	17.01.12	11:27	2,4	17	1019	3,9	5,25	5,58	0,27	4,7
14c-mD	2	17.01.12	13:03	2,4	17	1019	5,3	6,90	7,34	0,27	3,6
14c-mD	3	17.01.12	14:21	2,4	17	1018	7,5	9,21	9,80	0,27	2,7
14c-oD	1	19.01.12	08:43	2,3	28	1009	7,4	14,36	11,87	0	0
14c-oD	2	19.01.12	09:43	2,3	29	1008	3,5	7,01	5,73	0	0
14c-oD	3	19.01.12	11:02	2,3	29	1007	5,2	10,76	8,69	0	0
RW-d	1	01.02.12	09:22	2,3	8,4	1014,0	7,5	11,82	15,56	0	0
RW-d	2	01.02.12	10:12	2,3	8,4	1014,0	3,8	6,07	7,99	0	0
RW-d	3	01.02.12	11:37	2,3	8,3	1013,6	5,5	8,69	11,47	0	0

Nachfolgende Abbildungen zeigen die Abnahme der Leistungsfähigkeit des Belüftungselements dargestellt als k_{La20} -Wert für die spezifische Luftbeaufschlagung von $1,7 \text{ m}^3/(\text{m}^3\cdot\text{h})$ und $3,4 \text{ m}^3/(\text{m}^3\cdot\text{h})$.

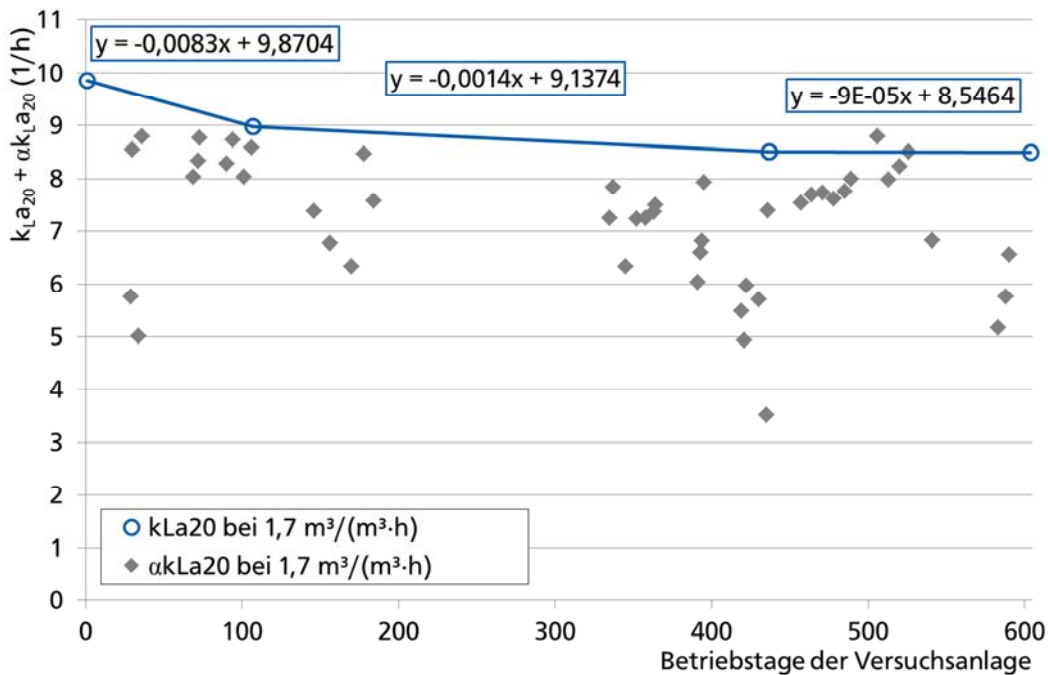


Abbildung 54: Abnahme der Leistungsfähigkeit des Belüftungselements (dargestellt als k_{La20} -Werte) und αk_{La20} -Werte für eine Luftbeaufschlagung von $1,7 \text{ m}^3/(\text{m}^3\cdot\text{h})$

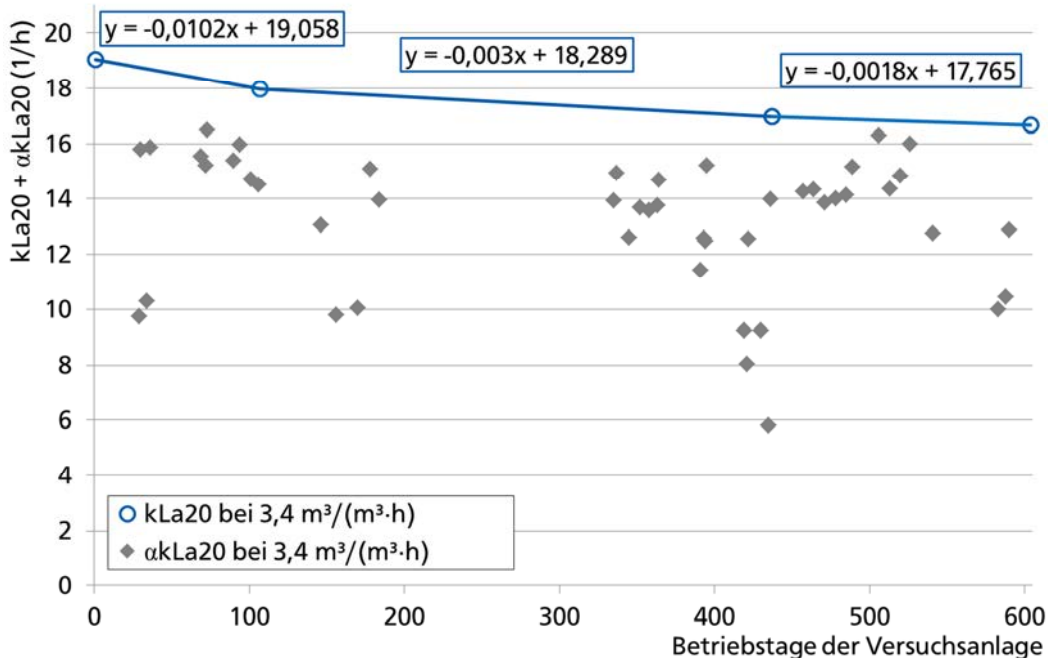


Abbildung 55: Abnahme der Leistungsfähigkeit des Belüftungselements (dargestellt als k_{La20} -Werte) und αk_{La20} -Werte für eine Luftbeaufschlagung von $3,4 \text{ m}^3/(\text{m}^3\cdot\text{h})$

Nachstehende Tabelle 21 bis Tabelle 23 listen die über die jeweils angegebenen Geradengleichungen linear interpolierten Belüftungskoeffizienten unter Reinwasserbedingungen (k_{La20}) auf. Darüber hinaus werden die für die jeweiligen Luftvolumenströme ermittelten αk_{La20} -Werte sowie die jeweiligen α -Werte aufgeführt.

Tabelle 21: Berechnung von α_1 , α_2 , α_3 entsprechend der jeweiligen Luftvolumenströme und α_{mittel} ; Berechnung von k_{La20} zwischen der ersten und zweiten Reinwassermessung (wie in Kapitel 4.5 erläutert)

Kennung	Datum	α_{mittel}	Betriebs- tag (x)	$q_L = 1,7 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$			$q_L = 2,5 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$			$q_L = 3,4 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$		
				k_{La20}	αk_{La20}	α_1	k_{La20}	αk_{La20}	α_2	k_{La20}	αk_{La20}	α_3
			$y = -0,0083x + 9,8704$				$y = -0,0093x + 14,464$			$y = -0,0102x + 19,058$		
1a-mD	07.07.10	0,55	28	9,64	5,76	0,60	14,20	7,75	0,55	18,77	9,74	0,52
1a-oD	08.07.10	0,86	29	9,63	8,54	0,89	14,19	12,17	0,86	18,76	15,79	0,84
1b-mD	12.07.10	0,54	33	9,60	5,02	0,52	14,16	7,66	0,54	18,72	10,29	0,55
1b-oD	14.07.10	0,88	35	9,58	8,79	0,92	14,14	12,33	0,87	18,70	15,87	0,85
2a-mD	16.08.10	0,85	68	9,31	8,04	0,86	13,83	11,78	0,85	18,36	15,53	0,85
2b-mD	19.08.10	0,86	71	9,28	8,34	0,90	13,80	11,77	0,85	18,33	15,21	0,83
2b-oD	20.08.10	0,92	72	9,27	8,76	0,95	13,79	12,62	0,92	18,32	16,48	0,90
2d-mD	06.09.10	0,87	89	9,13	8,28	0,91	13,64	11,83	0,87	18,15	15,38	0,85
2e-mD	10.09.10	0,92	93	9,10	8,74	0,96	13,60	12,35	0,91	18,11	15,96	0,88
3a-mD	17.09.10	0,85	100	9,04	8,03	0,89	13,53	11,36	0,84	18,04	14,70	0,81
3b-mD	22.09.10	0,87	105	9,00	8,59	0,95	13,49	11,55	0,86	17,99	14,52	0,81

Tabelle 22: Berechnung von α_1 , α_2 , α_3 entsprechend der jeweiligen Luftvolumenströme und α_{mittel} ; Berechnung von $k_{L,a_{20}}$ zwischen der zweiten und dritten Reinwassermessung (wie in Kapitel 4.5 erläutert)

Kennung	Datum	α_{mittel}	Betriebs- tag (x)	$q_L = 1,7 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$			$q_L = 2,5 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$			$q_L = 3,4 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$		
				$k_{L,a_{20}}$	$\alpha k_{L,a_{20}}$	α_1	$k_{L,a_{20}}$	$\alpha k_{L,a_{20}}$	α_2	$k_{L,a_{20}}$	$\alpha k_{L,a_{20}}$	α_3
			$y = -0,0014x + 9,1374$				$y = -0,0022x + 13,713$			$y = -0,003x + 18,289$		
4-mD	01.11.10	0,77	145	8,93	7,38	0,83	13,39	10,22	0,76	17,85	13,06	0,73
5a-mD	11.11.10	0,64	155	8,92	6,77	0,76	13,37	8,29	0,62	17,82	9,80	0,55
5b-mD	25.11.10	0,63	169	8,90	6,34	0,71	13,34	8,20	0,61	17,78	10,05	0,57
6a-mD	03.12.10	0,90	177	8,89	8,46	0,95	13,32	11,78	0,88	17,76	15,09	0,85
6b-mD	09.12.10	0,82	183	8,88	7,57	0,85	13,31	10,77	0,81	17,74	13,97	0,79
7a-mD	09.05.11	0,82	334	8,67	7,25	0,84	12,98	10,59	0,82	17,29	13,94	0,81
7b-mD	11.05.11	0,88	336	8,67	7,83	0,90	12,97	11,39	0,88	17,28	14,95	0,86
7c-mD	19.05.11	0,73	344	8,66	6,34	0,73	12,96	9,46	0,73	17,26	12,59	0,73
7d-mD	26.05.11	0,81	351	8,65	7,23	0,84	12,94	10,45	0,81	17,24	13,67	0,79
7e-mD	01.06.11	0,81	357	8,64	7,25	0,84	12,93	10,41	0,81	17,22	13,57	0,79
7f-mD	06.06.11	0,82	362	8,63	7,37	0,85	12,92	10,56	0,82	17,20	13,75	0,80
7f-oD	07.06.11	0,86	363	8,63	7,50	0,87	12,91	11,09	0,86	17,20	14,68	0,85
8a-mD	04.07.11	0,68	390	8,59	6,04	0,70	12,86	8,74	0,68	17,12	11,44	0,67
8b-mD	06.07.11	0,75	392	8,59	6,60	0,77	12,85	9,59	0,75	17,11	12,58	0,73
8c-mD	07.07.11	0,76	393	8,59	6,81	0,79	12,85	9,65	0,75	17,11	12,49	0,73
8c-oD	08.07.11	0,90	394	8,59	7,93	0,92	12,85	11,58	0,90	17,11	15,22	0,89
9a-mD	01.08.11	0,59	418	8,55	5,48	0,64	12,79	7,36	0,58	17,04	9,24	0,54
9b-mD	03.08.11	0,52	420	8,55	4,94	0,58	12,79	6,48	0,51	17,03	8,03	0,47
9b-oD	04.08.11	0,72	421	8,55	5,97	0,70	12,79	9,26	0,72	17,03	12,54	0,74
10a-mD	12.08.11	0,60	429	8,54	5,71	0,67	12,77	7,48	0,59	17,00	9,25	0,54
10b-mD	15.08.11	0,44	432	8,53	4,13	0,48	12,76	5,52	0,43	16,99	6,91	0,41
11a-mD	17.08.11	0,37	434	8,53	3,51	0,41	12,76	4,66	0,37	16,99	5,81	0,34
11a-oD	18.08.11	0,84	435	8,53	7,39	0,87	12,76	10,69	0,84	16,98	13,99	0,82

Tabelle 23: Berechnung von α_1 , α_2 , α_3 entsprechend der jeweiligen Luftvolumenströme und α_{mittel} ; Berechnung von k_{La20} zwischen der dritten und vierten Reinwassermessung (wie in Kapitel 4.5 erläutert)

Kennung	Datum	α_{mittel}	Betriebs- tag (x)	$q_L = 1,7 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$			$q_L = 2,5 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$			$q_L = 3,4 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$		
				k_{La20}	αk_{La20}	α_1	k_{La20}	αk_{La20}	α_2	k_{La20}	αk_{La20}	α_3
			$y = -9E-05x + 8,5464$				$y = -0,001x + 13,156$			$y = -0,0018x + 17,765$		
12a-mD	08.09.11	0,86	456	8,51	7,54	0,89	12,70	10,90	0,86	16,94	14,26	0,84
12b-mD	15.09.11	0,87	463	8,50	7,69	0,90	12,69	11,01	0,87	16,93	14,34	0,85
12c-mD	22.09.11	0,86	470	8,50	7,73	0,91	12,69	10,80	0,85	16,92	13,87	0,82
12d-mD	29.09.11	0,86	478	8,50	7,62	0,90	12,68	10,81	0,85	16,90	14,00	0,83
12e-mD	06.10.11	0,87	484	8,50	7,76	0,91	12,67	10,95	0,86	16,89	14,15	0,84
12e-oD	10.10.11	0,92	488	8,50	8,00	0,94	12,67	11,58	0,91	16,89	15,16	0,90
13a-mD	27.10.11	1,00	505	8,50	8,79	1,03	12,65	12,54	0,99	16,86	16,29	0,97
13b-mD	03.11.11	0,89	512	8,50	7,98	0,94	12,64	11,17	0,88	16,84	14,36	0,85
13c-mD	10.11.11	0,92	519	8,50	8,23	0,97	12,64	11,53	0,91	16,83	14,83	0,88
13c-oD	16.11.11	0,97	525	8,50	8,50	1,00	12,63	12,25	0,97	16,82	15,99	0,95
14a-mD	01.12.11	0,78	540	8,50	6,82	0,80	12,62	9,79	0,78	16,79	12,76	0,76
14b-mD	12.01.12	0,60	582	8,49	5,17	0,61	12,57	7,58	0,60	16,72	9,99	0,60
14c-mD	17.01.12	0,65	587	8,49	5,76	0,68	12,57	8,11	0,65	16,71	10,46	0,63
14c-oD	19.01.12	0,77	589	8,49	6,57	0,77	12,57	9,72	0,77	16,70	12,88	0,77

10.6 Ergänzungen zu Kapitel 5.1

Nachstehende Abbildungen aus Henkel (2010) zeigen das Flockenvolumen (nach 30-minütiger Sedimentationszeit) zweier unterschiedlicher Belebtschlämme von MBR-Anlagen mit künstlich hergestelltem Grauwasser und konventionellem Abwasser aufgetragen gegen die TS- bzw. oTS-Konzentration. Beide Schlämme zeigen ein ähnliches Sedimentationsverhalten, wenn diese mit der oTS-Konzentration korreliert werden, während bei der TS-Konzentration kein Zusammenhang zu erkennen ist.

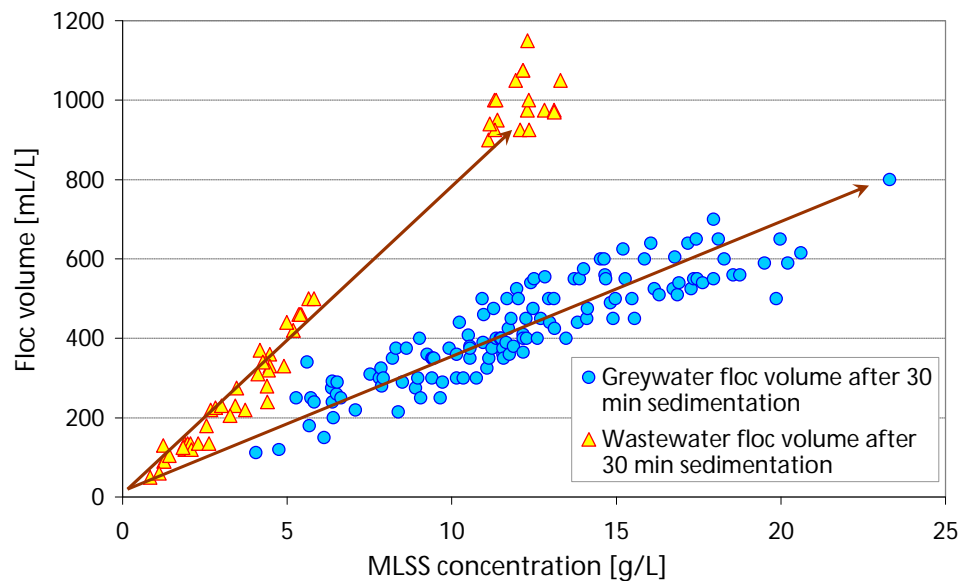


Abbildung 56: Beziehung zwischen Schlammvolumen und TS-Konzentration (Henkel, 2010)

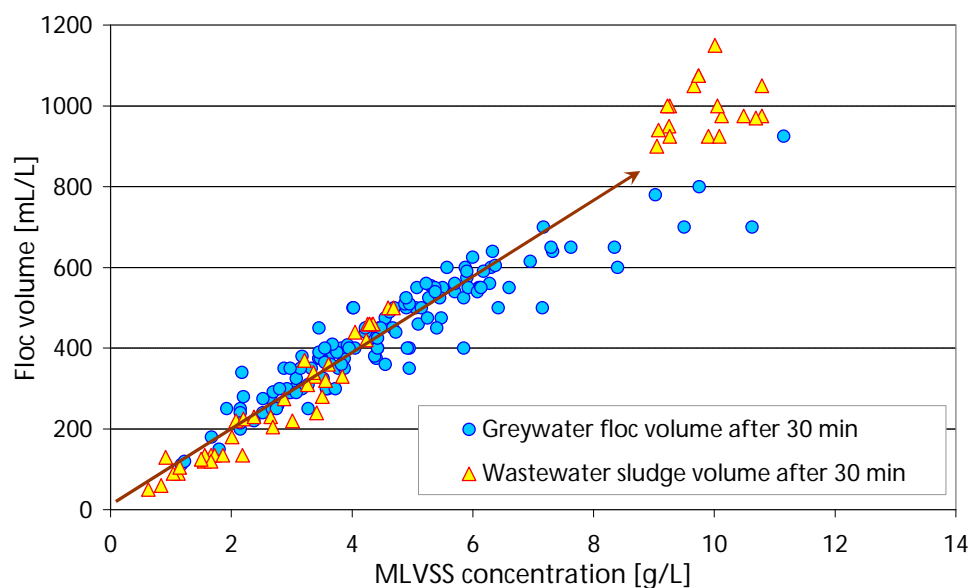


Abbildung 57: Beziehung zwischen Schlammvolumen und oTS-Konzentration (Henkel, 2010)

10.7 Ergänzungen zu Kapitel 5.2

Nachstehende Abbildung zeigt die in dieser Arbeit ermittelten α -Werte in Abhängigkeit des Gesamtschlammalters, ohne Temperaturkorrektur.

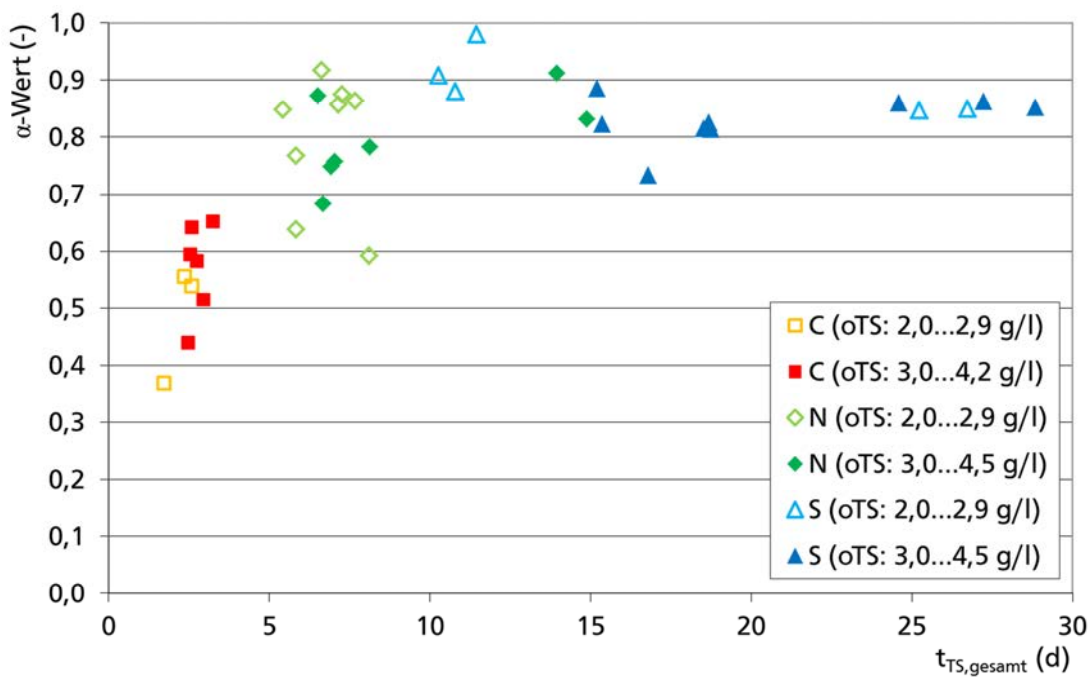


Abbildung 58: α -Werte⁴⁰ in Abhängigkeit des Gesamtschlammalters ($t_{TS,gesamt}$)

⁴⁰ Die aufgetragenen α -Werte sind ausschließlich durch Sauerstoffzufuhrmessungen mit Durchfluss ermittelt.

10.8 Ergänzungen zu Kapitel 6.3.2

Nachstehende Abbildungen zeigen den spezifischen Sauerstoffverbrauch und die spezifische erforderliche Sauerstoffzufuhr jeweils in $\text{kg O}_2/(\text{m}^3_{\text{VBB}} \cdot \text{h})$ für die Verfahrensvarianten bei den maximalen, mittleren und minimalen Lastfällen.

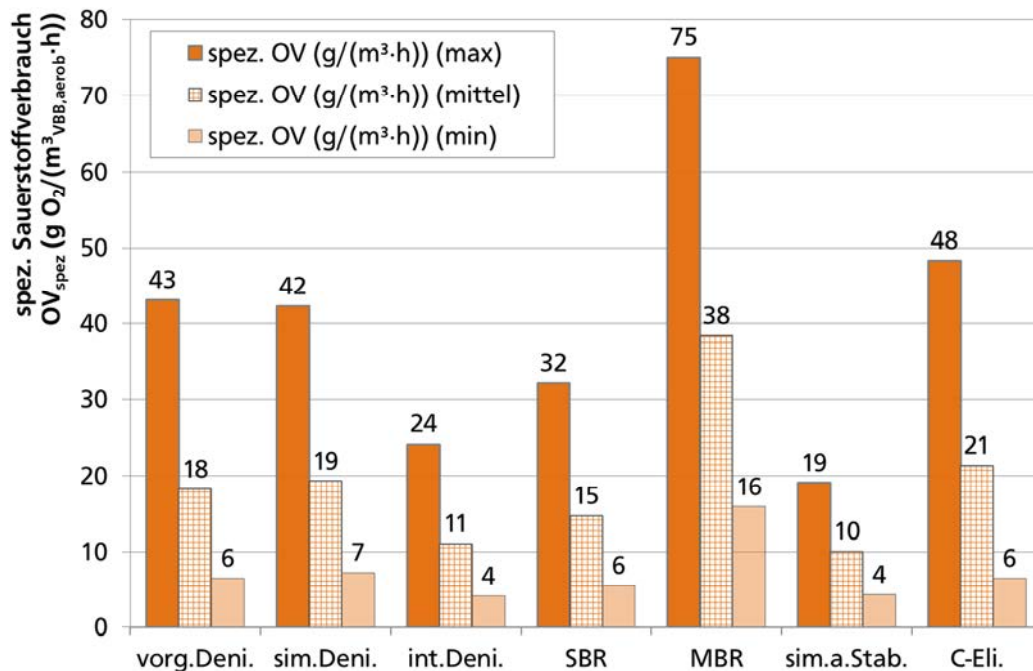


Abbildung 59: Vergleich der Lastfälle bei den unterschiedlichen Verfahrensvarianten anhand des spezifischen Sauerstoffverbrauchs in $\text{kg O}_2/(\text{m}^3_{\text{VBB}} \cdot \text{h})$

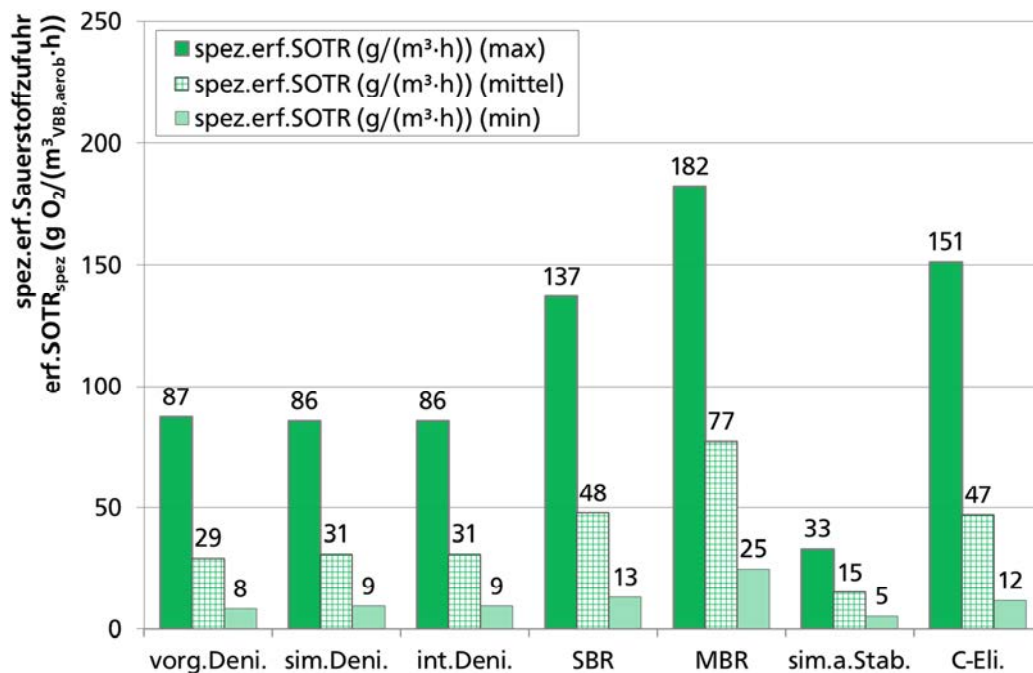


Abbildung 60: Vergleich der Lastfälle bei den unterschiedlichen Verfahrensvarianten anhand der spezifischen erforderlichen Sauerstoffzufuhr in $\text{kg O}_2/(\text{m}^3_{\text{VBB}} \cdot \text{h})$

In der Schriftenreihe IWAR sind erschienen:

WAR 1	Brunnenalterung Wassertechnisches Seminar am 13.10.1978, TH Darmstadt, 1980	10,30 €
WAR 2	Festschrift zum 60. Geburtstag von Prof. Dr.-Ing. Günther Rincke. TH Darmstadt, 1979	vergriffen
WAR 3	Gniodorsch, Lothar Georg: Ein Beitrag über den Einfluß der in Abhängigkeit von der verfahrens- mäßigen Durchführung der biologischen Abwasserreinigung bedingten Schlammeigenschaften auf die Schlammmentwässerung und anschließen- de Verbrennung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1979	vergriffen
WAR 4	Grundwassergewinnung mittels Filterbrunnen. 2. Wassertechnisches Seminar am 11.04.1980, TH Darmstadt, 1981	vergriffen
WAR 5	Rudolph, Karl-Ulrich: Die mehrdimensionale Bilanzrechnung als Entscheidungsmodell der Wassergütwirtschaft. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1980	vergriffen
WAR 6	Hantke, Hartmut: Vergleichende Bewertung von Anlagen zur Grundwasseranreicherung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1981	vergriffen
WAR 7	Riegler, Günther: Eine Verfahrensgegenüberstellung von Varianten zur Klärschlamm- stabilisierung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1981	vergriffen
WAR 8	Technisch-wissenschaftliche Grundlagen für Wasserrechtsverfahren in der öffentlichen Wasserversorgung. 3. Wassertechnisches Seminar am 05.und 06.03.1981, TH Darmstadt, 1982	25,60 €
WAR 9	Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen. 4. Wassertechnisches Seminar am 15.10.1981, TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 10	Stadtplanung und Siedlungswasserwirtschaft in Entwicklungsländern.- Aspekte der Projektdurchführung. Vorträge in den Jahren 1980-1981. TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 11	Hierse, Wilfried: Untersuchungen über das Verhalten phosphathaltiger Schlämme unter anaeroben Bedingungen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	vergriffen

WAR 12	Gossel, Hans: Untersuchungen zum Verhalten von Belebungsanlagen bei Stoßbelastungen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 13	Hanel, Robert: Der Sauerstoffeintrag und seine Messung beim Belebungsverfahren unter besonderer Beachtung der Viskosität und Oberflächenspannung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 14	Cichorowski, Georg: Regionale Differenzierung in der Gewässergütwirtschaft. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	23,-- €
WAR 15	Schreiner Horst: Stofftausch zwischen Sediment und Wasserkörper in gestauten Fließgewässern. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	25,60 €
WAR 16	Grundwasserbewirtschaftung - Grundwassermodelle, Grundwasseranreicherung. 5. Wassertechnisches Seminar am 08.10.1982, TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 17	Rüthrich, Wulf: Abhängigkeit des Verhaltens der Wohnbevölkerung von Verkehrsimmissionen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 18	Hill, Stefan: Untersuchungen über die Wechselwirkungen zwischen Porenverstopfung und Filterwiderstand mittels Tracermessungen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1983	25,60 €
WAR 19	Kaltenbrunner, Helmut: Wasserwirtschaftliche Auswirkungen der Kühlverfahren von Kraftwerken und von Abwärmeeinleitungen in Fließgewässern. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1983	25,60 €
WAR 20	Roeles, Gerd: Auswirkungen von Müllverbrennungsanlagen auf die Standortumgebung - Analyse der Wahrnehmungen von Störungen und Belastungen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 21	Niehoff, Hans-Hermann: Untersuchungen zur weitergehenden Abwasserreinigung mit vorwiegend biologischen Verfahrensschritten unter besonderer Berücksichtigung der Grundwasseranreicherung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1983	vergriffen
WAR 22	Biologische Verfahren in der Wasseraufbereitung. 6. Wassertechnisches Seminar am 06.04.1984, TH Darmstadt, 1985	vergriffen

WAR 23	Optimierung der Belüftung und Energieeinsparung in der Abwassertechnik durch Einsatz neuer Belüftungssysteme. 7. Wassertechnisches Seminar am 16.11.1984, TH Darmstadt, 1985	vergriffen
WAR 24	Wasserverteilung und Wasserverluste. 8. Wassertechnisches Seminar am 30.05.1985, TH Darmstadt, 1985	vergriffen
WAR 25	Professor Dr. rer. nat. Wolters zum Gedächtnis - 1. Januar 1929 bis 26. Februar 1985. Beiträge von Kollegen, Schülern und Freunden. TH Darmstadt, 1986	vergriffen
WAR 26	Naturnahe Abwasserbehandlungsverfahren im Leistungsvergleich - Pflanzenkläranlagen und Abwasserteiche. 9. Wassertechnisches Seminar am 07.11.1985, TH Darmstadt, 1986	vergriffen
WAR 27	Heuser, Ernst-Erich: Gefährdungspotentiale und Schutzstrategien für die Grundwasservorkommen in der Bundesrepublik Deutschland. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1986	vergriffen
WAR 28	Rohrleitungen und Armaturen in der Wasserversorgung. 10. Wassertechnisches Seminar am 24.04.1986, TH Darmstadt, 1986	vergriffen
WAR 29	Bau, Kurt: Rationeller Einsatz der aerob-thermophilen Stabilisierung durch Rohschlamm-Vorentwässerung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1986	vergriffen
WAR 30	Wehenpohl, Günther: Selbsthilfe und Partizipation bei siedlungswasserwirtschaftlichen Maßnahmen in Entwicklungsländern - Grenzen und Möglichkeiten in städtischen Gebieten unterer Einkommenschichten. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1987	vergriffen
WAR 31	Stickstoffentfernung bei der Abwasserreinigung - Nitrifikation und Denitrifikation. 11. Wassertechnisches Seminar am 13.11.1986, TH Darmstadt, 1987	vergriffen
WAR 32	Neuere Erkenntnisse beim Bau und Betrieb von Vertikalfilterbrunnen. 12. Wassertechnisches Seminar am 14.05.1987, TH Darmstadt, 1987	vergriffen
WAR 33	Ist die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung nutzbringende Düngung oder preiswerte Abfallbeseitigung? Standpunkte und Argumente. 13. Wassertechnisches Seminar am 12.11.1987, TH Darmstadt, 1988	vergriffen

WAR 34	Automatisierung in der Wasserversorgung - auch für kleinere Unternehmen 14. Wassertechnisches Seminar am 09.06.1988, TH Darmstadt, 1988	33,20 €
WAR 35	Erkundung und Bewertung von Altlasten-Kriterien und Untersuchungsprogrammen. 15. Wassertechnisches Seminar am 12.10.1988, TH Darmstadt, 1989	vergriffen
WAR 36	Bestimmung des Sauerstoffzufuhrvermögens von Belüftungssystemen in Reinwasser und unter Betriebsbedingungen. Workshop am 15. u. 16.03.1988, TH Darmstadt, 1989	vergriffen
WAR 37	Belüftungssysteme in der Abwassertechnik - Fortschritte und Perspektiven. 16. Wassertechnisches Seminar am 10.11.1988, TH Darmstadt, 1989	vergriffen
WAR 38	Farinha, Joao António Muralha Ribeiro: Die stufenweise Versorgung mit Anlagen der Technischen Infrastruktur in Abhängigkeit von der Entwicklung der sozioökonomischen Verhältnisse der Bevölkerung - dargestellt am Beispiel der Bairros Clandestinos der Region Lissabon. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1989	vergriffen
WAR 39	Sicherstellung der Trinkwasserversorgung Maßnahmen und Strategien für einen wirksamen Grundwasserschutz zur langfristigen Erhaltung der Grundwassergewinnung. 17. Wassertechnisches Seminar am 01.06.1989, TH Darmstadt, 1989	33,20 €
WAR 40	Regenwassernutzung in privaten und öffentlichen Gebäuden -Qualitative und quantitative Aspekte, technische Anlagen. Studie für den Hessischen Minister für Umwelt und Reaktorsicherheit. TH Darmstadt, 1981	vergriffen
WAR 41	Folgenutzen kontaminierter Betriebsflächen unter besonderer Berücksichtigung der Sanierungsgrenzen. 18. Wassertechnisches Seminar am 11.10.1989, TH Darmstadt, 1989	vergriffen
WAR 42	Privatisierung öffentlicher Abwasseranlagen - Ein Gebot der Stunde? 19. Wassertechnisches Seminar am 09.11.1989, TH Darmstadt, 1989	30,70 €
WAR 43	Pöpel, H. Johannes; Joachim Glasenapp; Holger Scheer: Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen zur Stickstoffelimination. Gutachten für das Hess. Ministerium für Umwelt und Reaktorsicherheit. TH Darmstadt, 1990	35,80 €

WAR 44	Abfallentsorgung Hessen. Standpunkte - Gegensätze – Perspektiven. Abfallwirtschaftliches Symposium am 31.10.1989, TH Darmstadt, 1990	30,70 €
WAR 45	Brettschneider, Uwe: Die Bedeutung von Sulfaten in der Siedlungswasserwirtschaft und ihre Entfernung durch Desulfurikation. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1990	vergriffen
WAR 46	Grabenlose Verlegung und Erneuerung von nicht begehbaren Leitungen - Verfahren, Anwendungsgrenzen, Erfahrungen und Perspektiven. 20. Wassertechnisches Seminar am 29.03.1990, TH Darmstadt, 1990	35,80 €
WAR 47	Härtel, Lutz: Modellansätze zur dynamischen Simulation des Belebtschlamm- verfahrens. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1990	vergriffen
WAR 48	Pflanzenkläranlagen - besser als ihr Ruf? 21. Wassertechnisches Seminar am 18.09.1990, TH Darmstadt, 1990	vergriffen
WAR 49	Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) in der Wasserwirtschaft - administrativer Wildwuchs oder ökologische Keule? Dokumentation der Beiträge zum Interdisziplinären Kolloquium am 23.02.1990 und zum Sachverständigengespräch am 23.02.1990, TH Darmstadt, 1991	vergriffen
WAR 50	UVP in der abfallwirtschaftlichen Planung. 22. Wassertechnisches Seminar am 18.10.1990, TH Darmstadt, 1991	vergriffen
WAR 51	Biologische und chemische Phosphatelimination - Technische Möglich- keiten und Grenzen. 23. Wassertechnisches Seminar am 15.11.1990, TH Darmstadt, 1991	35,80 €
WAR 52	Pöpel, H. Johannes; Tankred Börner: Wurzelraum-Modellanlage Hofgeismar-Beberbeck - Pilotprojekt des Landes Hessen. Gutachten für das Hess. Ministerium für Umwelt und Reaktorsicherheit. TH Darmstadt, 1991	30,70 €
WAR 53	Wagner, Martin: Einfluß oberflächenaktiver Substanzen auf Stoffaustauschmechanismen und Sauerstoffeintrag. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1991	35,80 €
WAR 54	Belüftungssysteme in der Abwassertechnik 1991 - Fortschritte und Perspektiven. 1. gemeinsames Abwassertechnisches Seminar mit der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 11. und 12.04. 1991 in Weimar, TH Darmstadt, 1991	30,70 €

WAR 55	Neuere gesetzliche Anforderungen und moderne technische Lösungen zur Sicherung der Wasserversorgung - Erkennen, Vermeiden und Beseitigen von Schadstoffen. 24. Wassertechnisches Seminar am 16.05.1991 TH Darmstadt, 1991	vergriffen
WAR 56	Zhang, Jiansan: Energiebilanzierung anaerob-mesophiler Stabilisierungsanlagen mit vorgeschalteter aerob-thermophiler Stufe. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1991	vergriffen
WAR 57	Glaserapp, Joachim: Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit von Verfahrensvarianten zur Stickstoffelimination beim Belebtschlammverfahren. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1992	vergriffen
WAR 58	Börner, Tankred: Einflußfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1992	vergriffen
WAR 59	Erzmann, Michael: Untersuchungen zur biologischen Elimination von chlorierten Lösemiteln aus Abwasser. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1992	35,80 €
WAR 60	Erfassung und Sanierung schadhafter Abwasserkanäle. 26. Wassertechnisches Seminar am 28.11.1991, TH Darmstadt, 1992	35,80 €
WAR 61	Realisierung von Entsorgungsanlagen Umsetzungsprobleme und Lösungsansätze aus planerischer, verwaltungsrechtlicher und politischer Sicht. 25. Wassertechnisches Seminar am 07.11.1991, TH Darmstadt, 1992	vergriffen
WAR 62	Koziol, Matthias: Umwelteffekte durch Förderung von Energieeinsparmaßnahmen in innerstädtischen Althausgebieten. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1992	25,60 €
WAR 63	Lautner, Gerd: Einführung in das Bauordnungsrecht. 7. erw. Auflage TH Darmstadt, 1992	vergriffen
WAR 64	Abwasserkanäle - Bemessung, Ausführung, Sanierung. 2. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 18. und 19.03.1992 in Weimar, TH Darmstadt, 1992	vergriffen
WAR 65	Optimierung der Grundwassergewinnung über Filterbrunnen Neue Bau- und Betriebserkenntnisse. 27. Wassertechnisches Seminar am 21.05.1992, TH Darmstadt, 1992	40,90 €

WAR 66	Kläschlammbehandlung und Klärschlammentsorgung -Stand und Entwicklungstendenzen. 31. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 12.11.1992, TH Darmstadt, 1992	35,80 €
WAR 67	Kreislaufwirtschaft Bau - Stand und Perspektiven beim Recycling von Baurestmassen. 32. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 09.03.1993, TH Darmstadt, 1993	30,70 €
WAR 68	Bewertung von Geruchsemissionen und -immissionen. 29. Darmstädter Seminar -Immissionsschutz- am 08.10.1992, TH Darmstadt, 1993	25,60 €
WAR 69	Möglichkeiten und Grenzen der Klärschlammentsorgung. 3. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 31.03. und 01.04.1993, TH Darmstadt, 1993	46,-- €
WAR 70	Sichere Wasserversorgung durch moderne Rohrleitungstechnik. 33. Darmstädter Seminar -Wasserversorgungstechnik- am 11.03.1993, TH Darmstadt, 1993	30,70 €
WAR 71	Aktuelle Aufgaben der Abwasserreinigung und Schlammbehandlung. 35. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 05. + 06.05.1993, TH Darmstadt, 1993	46,-- €
WAR 72	Raumordnungsverfahren mit Umweltverträglichkeitsprüfung und Umweltleitbilder für die Landes- und Regionalplanung. 28. und 30. Darmstädter Seminar -Raumplanung- am 17.09. und 05.11.1992, TH Darmstadt, 1993	40,90 €
WAR 73	Grohmann, Walter: Vergleichende Untersuchungen von Belüftungs- und Durchmischungssystemen zur bioverfahrenstechnischen Optimierung der aerob-thermophilen Stabilisation (ATS). Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1993	35,80 €
WAR 74	Dioxinimmissionen und Quellen . 34. Darmstädter Seminar -Immissionsschutz- am 15.04.1993, TH Darmstadt, 1994	30,70 €
WAR 75	Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen Optimierung, Prozeßstabilität, Kosteneinsparung. 36. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 04.11.1993 in Darmstadt und 5. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 23. und 24.03.1994 in Weimar, TH Darmstadt, 1994	46,-- €

WAR 76	Umweltgerechte Ausweisung und Erschließung von Gewerbegebieten. 4. gemeinsames Seminar -Umwelt- und Raumplanung- mit der Fakultät Architektur, Stadt- und Regionalplanung der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 08. und 09.09.1993 in Weimar, TH Darmstadt, 1994	vergriffen
WAR 77	Von der Umweltverträglichkeitsprüfung zum kooperativen Planungsmanagement. Das Scoping-Verfahren als erste Stufe!? 37. Darmstädter Seminar -Umwelt- und Raumplanung- am 11.11.1993, TH Darmstadt, 1994	vergriffen
WAR 78	Modellbildung und intelligente Steuerungssysteme in der Umwelttechnik. 38. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 24.02.1994, TH Darmstadt, 1994	25,60 €
WAR 79	Brauchwassernutzung in Haushalten und Gewerbebetrieben - Ein Gebot der Stunde? 39. Darmstädter Seminar -Wasserversorgungstechnik- am 17.03.1994, TH Darmstadt, 1994	25,60 €
WAR 80	Restabfallbehandlung in Hessen. 41. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- mit dem Hessischen Ministerium für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten -HMUEB- am 16.06.1994, TH Darmstadt, 1994	vergriffen
WAR 81	Umweltbeeinflussung durch biologische Abfallbehandlungsverfahren. 42. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- mit dem Institut für Hygiene der FU Berlin und dem Institut für Meteorologie der TH Darmstadt am 08. und 09.09.1994 in Berlin, TH Darmstadt, 1994	46,-- €
WAR 82	Zeitgemäße Planung von Anlagen der Ortsentwässerung - Kanäle, Bauwerke, Sonderbauwerke. 6. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 15. und 16.03.1995 in Weimar, TH Darmstadt, 1995	vergriffen
WAR 83	Grundwasseranreicherung - Stand der Technik und neuere Entwicklungen. 44. Darmstädter Seminar -Wasserversorgungstechnik- mit dem Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. -DVGW- am 26.04.1994, TH Darmstadt, 1995	30,70 €
WAR 84	Auswirkungen der Phosphorelimination auf die Schlammbehandlung. Theoretische Erkenntnisse und praktische Erfahrungen. Workshop vom 24. bis 25. November 1994, TH Darmstadt, 1995	30,70 €

WAR 85	Stickstoffelimination mit oder ohne externe Substrate? - Erfahrungen und Überlegungen. 43. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- in Abstimmung mit der Abwassertechnischen Vereinigung e.V. (ATV) am 09.11.1994, TH Darmstadt, 1995	35,80 €
WAR 85	Stickstoffelimination mit oder ohne externe Substrate? - Erfahrungen und Überlegungen. 2. Auflage. Wiederholung des 43. Darmstädter Seminars -Abwassertechnik- in Abstimmung mit der Abwassertechnischen Vereinigung e.V. (ATV) am 01.02.1996 in Düsseldorf, TH Darmstadt, 1996	35,80 €
WAR 86	Möglichkeiten und Grenzen der Einsparung von Investitions- und Be- triebskosten bei der Abwasserbehandlung. 47. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 15.11.1995, TH Darmstadt, 1995	40,90 €
WAR 87	Jardin, Norbert: Untersuchungen zum Einfluß der erhöhten biologischen Phosphor- elimination auf die Phosphordynamik bei der Schlammbehandlung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1996	35,80 €
WAR 88	Thermische Restabfallbehandlung für kleine Planungsräume. 45. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 22.06.1995 in Hanau, TH Darmstadt, 1996	35,80 €
WAR 89	Ferber, Uwe: Aufbereitung und Revitalisierung industrieller Brachflächen in den traditionellen Industrieregionen Europas. Sonderprogramme im Ver- gleich. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt 1996	25,60 €
WAR 90	Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermi- scher Verfahren für Teilfraktionen. 48. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 29.02.1996, TH Darmstadt, 1996	vergriffen
WAR 91	Neuere Erkenntnisse bei Planung, Bau, Ausrüstung und Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen. 7. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Fakultät Bauingeni- eurwesen der Bauhaus-Universität Weimar am 11. und 12.09.1996 in Weimar, TH Darmstadt, 1996	40,90 €
WAR 92	Hygiene in der Abfallwirtschaft. 50. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 17.10.1996, TH Darmstadt, 1996	30,70 €
WAR 93	Europäische Richtlinien und Normen zur Abwassertechnik - Konsequenzen und Folgerungen für die Praxis in Deutschland. 51. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 14.11.1996, TH Darmstadt, 1996	25,60 €

WAR 94	Dickhaut, Wolfgang: Möglichkeiten und Grenzen der Erarbeitung von Umwelt- qualitätszielkonzepten in kooperativen Planungsprozessen. Durchfüh- rung und Evaluierung von Projekten. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt 1996	30,70 €
WAR 95	Lautner, Gerd: Einführung in das Bauordnungsrecht. 8. erw. und aktual. Auflage, TH Darmstadt, 1997	15,40 €
WAR 96	Reichert, Joachim: Bilanzierung des Sauerstoffeintrags und des Sauerstoffverbrauchs mit Hilfe der Abluftmethode. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt 1997	46,-- €
WAR 97	Kuchta, Kerstin: Produktion von Qualitätsgütern in der Abfallbehandlung. Dargestellt am Beispiel der Produktion in der thermischen Abfallbehandlung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt 1997	30,70 €
WAR 98	Görg, Horst: Entwicklung eines Prognosemodells für Bauabfälle als Baustein von Stoffstrombetrachtungen zur Kreislaufwirtschaft im Bauwesen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1997	46,-- €
WAR 99	Tiebel-Pahlke, Christoph: Abfallentsorgungsplanung – Beeinflussung der Umweltauswirkungen von Deponien. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1997	30,70 €
WAR 100	Wagner, Martin: Sauerstoffeintrag und Sauerstoffertrag von Belüftungssystemen und deren Bestimmung mit modernen Meßmethoden. Habilitation, FB 13, TH Darmstadt, 1997	vergriffen
WAR 101	Neue Trends bei der Behandlung und Entsorgung kommunaler und industrieller Klärschlämme. 8. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Fakultät Bauingeni- eurwesen der Bauhaus-Universität Weimar am 10. und 11.09.1997 in Weimar, TH Darmstadt, 1997	35,80 €
WAR 102	Senkung der Betriebskosten von Abwasserbehandlungsanlagen. 52. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 06.11.1997 in Darmstadt, TU Darmstadt, 1997	35,80 €
WAR 103	Sanierung und Rückbau von Bohrungen, Brunnen und Grundwasser- messstellen. 53. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 13.11.1997 in Darmstadt mit dem Deutschen Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), TU Darmstadt, 1997	vergriffen

WAR 104	Wünschmann, Gabriele: Untersuchungen zur Kompostierbarkeit von Reststoffen der Papier- industrie und Altpapier unter besonderer Berücksichtigung von Schad- stoffbilanzierungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1997	25,60 €
WAR 105	Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen. 54. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 06.02.1998 in Darmstadt mit dem Hessischen Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit und der Südhessischen Arbeitsgemeinschaft Abfall- wirtschaft (SAGA), TU Darmstadt, 1998	40,90 €
WAR 106	Zentrale oder dezentrale Enthärtung von Trinkwasser – Konkurrenz oder sinnvolle Ergänzung ? 55. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 14.05.1998 in Darm- stadt mit dem Deutschen Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), TU Darmstadt, 1998	35,80 €
WAR 107	Dach, Joachim: Zur Deponiegas- und Temperaturentwicklung in Deponien mit Sied- lungsabfällen nach mechanisch-biologischer Abfallbehandlung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1998	35,80 €
WAR 108	Einsparung von Kosten für Betriebsmittel, Energie und Personal auf Abwasserbehandlungsanlagen. 9. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- am 16. und 17.09.1998 in Weimar mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar, TU Darmstadt, 1998	40,90 €
WAR 109	Fortschritte in der Abwassertechnik – 15 Jahre Forschungs- und Entwicklungstätigkeit von Prof. Dr.-Ing. H. Johannes Pöpel. 56. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 05.11.1998 in Darm- stadt, TU Darmstadt, 1998	40,90 €
WAR 110	Qualitativer und Quantitativer Grundwasserschutz - Stand und Perspektiven. 57. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 10.06.1999 in Darm- stadt mit dem Deutschen Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), TU Darmstadt, 1999	35,80 €
WAR 111	Schwing, Elke: Bewertung der Emissionen der Kombination mechanisch-biologischer und thermischer Abfallbehandlungsverfahren in Südhessen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999	30,70 €

WAR 112	Schade, Bernd: Kostenplanung zur Analyse der Wirtschaftlichkeit von biologischen Restabfallbehandlungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999	30,70 €
WAR 113	Lohf, Astrid: Modellierung der chemisch-physikalischen Vorgänge im Müllbett von Rostfeuerungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999	25,60 €
WAR 114	Stackelberg, Daniel von: Biologische Festbettdenitrifikation von Grundwasser mit abbaubarem Trägermaterial. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999	30,70 €
WAR 115	Folgerungen aus 10 Jahren Abwasserbeseitigung in den neuen Bundes- ländern - Erfahrungen und Perspektiven. 10. gemeinsames Seminar –Abwassertechnik- am 01. und 02.09.1999 in Weimar mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar, TU Darmstadt, 1999	40,90 €
WAR 116	Abwasserwiederverwendung in wasserarmen Regionen - Einsatzgebiete, Anforderungen, Lösungsmöglichkeiten. 58. Darmstädter Seminar –Abwassertechnik- am 11.11.1999 in Darm- stadt, TU Darmstadt, 1999	vergriffen
WAR 117	Reinhardt, Tim: Untersuchungen zur Dynamik biologischer Prozesse in drei-Phasen- Systemen am Beispiel der Restabfallrotte unter besonderer Berück- sichtigung anaerober Teilprozesse. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999	30,70 €
WAR 118	Umweltfachpläne und Umweltgesetzbuch - Ein Beitrag zur Fortentwick- lung des Umweltfachplanungssystems und „Von der Landschaftsplanung zur Umweltleitplanung?“ 46. Darmstädter Seminar -Umwelt- und Raumplanung- am 28.09.1995 in Darmstadt, TU Darmstadt, 1999	30,70 €
WAR 119	Herr, Christian: Innovative Analyse und primärseitige Prozeßführungsoptimierung thermischer Abfallbehandlungsprozesse - am Beispiel der Mülleingangs- klassifizierung bei der Rostfeuerung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	33,20 €
WAR 120	Neumüller, Jürgen: Wirksamkeit von Grundwasserabgaben für den Grundwasserschutz - am Beispiel des Bundeslandes Hessen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	35,80 €

WAR 121	Hunklinger, Ralph: Abfalltechnische Kennzahlen zur umweltgerechten Produktentwicklung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	30,70 €
WAR 122	Wie zukunftsfähig sind kleinere Wasserversorgungsunternehmen? 60. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 29. Juni 2000 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2000	35,80 €
WAR 123	Maßnahmen zur Betriebsoptimierung von Pumpwerken, Kanalisations- systemen und Abwasserbehandlungsanlagen. 11. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- in Weimar am 20. und 21. September 2000 mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus- Universität Weimar, TU Darmstadt, FB 13, 2000	40,90 €
WAR 124	Mohr, Karin: Entwicklung einer on-line Emissionsmeßtechnik zur quasi-kontinu- ierlichen Bestimmung von Organohalogen-Verbindungen in Abgasen thermischer Prozesse. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	30,70 €
WAR 125	Ei-Labani, Mamoun: Optimierte Nutzung bestehender Abfallverbrennungsanlagen durch Errichtung vorgeschalteter Reaktoren zur Behandlung heizwertreicher Abfälle. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	25,60 €
WAR 126	Durth, Anke: Einfluß von Temperatur, Anlagenkonfiguration und Auslastung auf die Ablaufkonzentration bei der biologischen Abwasserreinigung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	vergriffen
WAR 127	Meyer, Ulrich: Untersuchungen zum Einsatz von Fuzzy-Control zur Optimierung der Stickstoffelimination in Abwasserbehandlungsanlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	33,20 €
WAR 128	Kommunale Klärschlammbehandlung vor dem Hintergrund der neuen europäischen Klärschlammrichtlinie. 61. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 09.11.2000 in Darm- stadt, TU Darmstadt, FB 13, 2000	35,80 €
WAR 129	Mengel, Andreas: Stringenz und Nachvollziehbarkeit in der fachbezogenen Umwelt- planung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2001	46,-- €

WAR 130	Kosteneinsparungen durch neuartige Automatisierungstechniken in der Wasserversorgung. 62. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 07.06.2001 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2001	30,70 €
WAR 131	Aktive Zukunftsgestaltung durch Umwelt- und Raumplanung. Festschrift zum 60. Geburtstag von Prof. Dr.-Ing. Hans Reiner Böhm. TU Darmstadt, FB 13, 2001	25,60 €
WAR 132	Aktuelle Ansätze bei der Klärschlammbehandlung und -entsorgung. 12. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- in Weimar am 05. und 06. September 2001 mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar, TU Darmstadt, FB 13, 2001	40,90 €
WAR 133	Zum Bodenwasser- und Stoffhaushalt auf unterschiedlich bewirtschafteten Flächen unter Einbeziehung ökonomischer Aspekte Interdisziplinäre Projektstudie der Technischen Universität Darmstadt (TUD) mit Partner. TU Darmstadt, FB 13, 2001	30,70 €
WAR 134	Neues zur Belüftungstechnik - Probleme, Lösungsmöglichkeiten, Entwicklungen. 64. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 15.11.2001 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2001	35,-- €
WAR 135	Auswirkungen der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen. 63. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 12. und 13.11.2001 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2001	35,-- €
WAR 136	Bockreis, Anke: Infrarot-Thermographie zur Überwachung von Flächenbiofiltern. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2001	35,-- €
WAR 137	Luft, Cornelia: Luftgetragene mikrobielle Emissionen und Immissionen an aeroben mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	30,-- €
WAR 138	Danhamer, Harald: Emissionsprognosemodell für Deponien mit mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen - Schwerpunkt: Modellierung des Gashaushaltes. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	25,-- €
WAR 139	Lieth, Sabine: Stickstoffelimination aus kommunalem Abwasser mit getauchten Festbetten nach Vorbehandlung mit HCR-Reaktoren. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	35,-- €

WAR 140	Streit, Hans-Ulrich: Optimierung des Kombinationsbetriebs eines Advanced Oxidation Process mit einer Stripp-Anlage zur Grundwassersanierung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	vergriffen
WAR 141	Spura, Patrik: Ein Vergleich des anlagebezogenen tschechischen Luftreinehalterechts mit jenem der Europäischen Union vor dem Hintergrund des anstehen- den Beitritts. Dissertation, Univ. Frankfurt a.M., 2002	40,-- €
WAR 142	Hilligardt, Jan: Nachhaltige Regionalentwicklung durch freiwillige regionale Koopera- tion - Faktoren einer erfolgreichen Initiierung untersucht an der Region Starkenburger. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	30,-- €
WAR 143	Heiland, Peter: Vorsorgender Hochwasserschutz durch Raumordnung, interregionale Kooperation und ökonomischen Lastenausgleich. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	vergriffen
WAR 144	Dapp, Klaus: Informationsmanagement in der Planung am Beispiel des vorsorgenden Hochwasserschutzes. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	vergriffen
WAR 145	Schüler, Doris: Untersuchungen an der Technikumsanlage VERONA zur Bildung und zum Abbau von polyhalogenierten Dioxinen und Furanen und anderen Organohalogenverbindungen in Verbrennungsprozessen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	25,-- €
WAR 146	Grundwasserproblematik im Hessischen Ried : Eine unlösbare Aufgabe? 65. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 23.10.2002 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2002	30,-- €
WAR 147	Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm und Klärschlammasche. 66. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 07.11.2002 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2002	35,-- €
WAR 148	Schneider, Andreas: Role of LCA concepts at the Research and Development phase of a new process for waste treatment - The Trefoil Kiln process subject to IPPC and BAT requirements. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	25,-- €
WAR 149	Sonnenburg, Alexander: Untersuchungen zur Denitrifikation von Grundwasser in Schüttungen mit abbaubarem Trägermaterial. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	vergriffen

WAR 150	Emissionen aus der Abfallbehandlung. Energie - Emissionen - Messtechnik. 67. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 13. Februar 2003 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2003	35,-- €
WAR 151	Rationalisierungsmaßnahmen in der Wasserversorgung. Umsetzungsstatus und künftige Entwicklungen. 68. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 15. Oktober 2003 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2003	vergriffen
WAR 152	Verantwortungspartnerschaft beim vorsorgenden Hochwasserschutz. 69. Darmstädter Seminar - Umwelt- und Raumplanung - am 16. Oktober 2003 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2003	vergriffen
WAR 153	Biofiltration. Renaissance eines Verfahrens durch erhöhte Anforderungen im In- und Ausland? 70. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 06. November 2003 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2003	35,-- €
WAR 154	Seiler, Kainan: Planung der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum anhand von räumlichen Einflussfaktoren. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004	30,-- €
WAR 155	Ludwig, Thomas: Entwicklung der Emissionsmessanlage DioxinCop. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004	25,-- €
WAR 156	Haffner, Yvonne: Sozialwissenschaftliche Modellierung zur Privatisierung der Wasserversorgung. Dissertation, FB 2, TU Darmstadt, 2004	vergriffen
WAR 157	Geruch : Messung – Wirkung – Minderung. 71. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 24. Juni 2004 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2004	35,-- €
WAR 158	Qualitätssicherung bei Wassergewinnungsanlagen - Umsetzung und aktuelle Entwicklung im Regelwerk. 72. Darmstädter Seminar –Wasserversorgung– am 06.10.2004 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2004	vergriffen
WAR 159	Wasserwiederverwendung - eine ökologische und ökonomische Notwendigkeit wasserwirtschaftlicher Planung weltweit? 73. Darmstädter Seminar –Abwassertechnik– am 04.11.2004 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2004	vergriffen

WAR 160	Weil, Marcel: Ressourcenschonung und Umweltentlastung bei der Betonherstellung durch Nutzung von Bau- und Abbruchabfällen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004	35,-- €
WAR 161	Unendlicher Wachstum auf unendlicher Fläche? 74. Darmstädter Seminar –Umwelt- und Raumplanung– am 27.01.2005 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2005	vergriffen
WAR 162	Gernuks, Marko: Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Umweltaspekten mit der Ableitung von Umweltzielen im Rahmen von EMAS. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004	vergriffen
WAR 163	Rother, Elmar: Optimising Design and Operation of the Biofiltration Process for Municipal Wastewater Treatment. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005	35,-- €
WAR 164	Hilligardt, Jan: Regionale Kooperation der Landkreise, Städte und Gemeinden. Stand - Potenziale - Perspektiven. Habilitation, FB 13, TU Darmstadt, 2005	vergriffen
WAR 165	Gramel, Stefan: Privatisierung von Wasserversorgungsunternehmen - Auswirkungen auf den Umwelt- und Ressourcenschutz? Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004	35,-- €
WAR 166	Krause, Stefan: Untersuchungen zum Energiebedarf von Membranbelebungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005	35,-- €
WAR 167	Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm. Konzepte - Verfahren - Entwicklungen. 75. Darmstädter Seminar –Abwassertechnik- am 12./13.12.2005 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2005	vergriffen
WAR 168	Hora, Maïke: Abfallverursacher Elektrogeräte. Ansätze zur prospektiven Bilanzierung von Abfallströmen in der umweltgerechten Produktentwicklung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005	30,-- €
WAR 169	Zhang, Wensheng: Ökologische siedlungswasserwirtschaftliche Konzepte für urbane Räume Chinas unter Berücksichtigung deutscher Techniken und Erfahrungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005	30,-- €

WAR 170	Steinberg, Iris: Untersuchungen zur Effizienzsteigerung von biologischen und nicht-thermischen Abluftreinigungsverfahren bei der biologischen Abfallbehandlung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005	30,-- €
WAR 171	Haupter, Birgit: Transnationale Förderprogramme zur Raumentwicklung. Untersuchungen zur Wirkung für die räumliche Planung zum Hochwasserschutz. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	35,-- €
WAR 172	Ott, Carsten: Straßenkehrrichtentsorgung: Anlagenkonzept und Nachhaltigkeitsanalyse. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	30,-- €
WAR 173	1 Jahr Abfallablagerungsverordnung - Wo bleibt der Müll? 76. Darmstädter Seminar –Abfalltechnik– am 1.06.2006 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2006	35,-- €
WAR 174	Wachstumsregion - Handlungsansätze für mehr Nachhaltigkeit. 77. Darmstädter Seminar –Umwelt- und Raumplanung– am 11.09.2006 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2006	30,-- €
WAR 175	Interdisziplinarität in der Umwelt- und Raumplanung - Theorie und Praxis. Festschrift für Professor Böhm TU Darmstadt, 2006	40,-- €
WAR 176	Neue maschinen- und verfahrenstechnische Möglichkeiten zur Einsparung von Betriebskosten bei der Abwasserbehandlung. 78. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 02.11.2006 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2006	35,-- €
WAR 177	Einsparpotenziale in der Trinkwasserversorgung durch Optimierung von Wasserverteilungsnetzen. 79. Darmstädter Seminar –Wasserversorgung- am 05.10.2006 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2006	30,-- €
WAR 178	Meyer, Lutz: Exergiebasierte Untersuchung der Entstehung von Umweltbelastungen in Energieumwandlungsprozessen auf Komponentenebene: Exergoökologische Analyse. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	35,--
WAR 179	Gasafi, Edgar: Entwicklung einer lebenswegbasierten Screening-Methode zur Entscheidungsunterstützung in frühen Phasen der Verfahrens-entwicklung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	35,-- €

WAR 180	Treskatis, Christoph: Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen - Planung, Bau und Betrieb von Grundwasserfassungen. Habilitation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	45,-- €
WAR 181	Uihlein, Andreas: Modellierung der Kohlenstoffströme zur Untersuchung der Nutzung von Kohlenstoffträgern in Deutschland. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	vergriffen
WAR 182	den Boer, Emilia: A Novel Approach for Integrating Heavy Metals Emissions from Landfills into Life Cycle Assessment - Consideration of Waste Pretreatment, Landfill Processes and Long-Term Effects Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	30,-- €
WAR 183	Klimawandel - Anpassungsstrategien in Deutschland und Europa. 80. Darmstädter Seminar -Umwelt- und Raumplanung- am 29.03.2007 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2007	25,-- €
WAR 184	Stephan, Henrik: Bewertungsmethodik für Fertigungsverfahren im Karosseriebau aus Sicht des betrieblichen Umweltschutzes. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	vergriffen
WAR 185	Schaum, Christian A.: Verfahren für eine zukünftige Klärschlammbehandlung –Klärschlammkonditionierung und Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm- asche. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	35,-- €
WAR 186	Rohde, Clemens: Milchsäurefermentation von biogenen Abfällen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	35,-- €
WAR 187	Risikoanalyse von Trinkwassereinzugsgebieten und Fassungen. 81. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 11.10.2007 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2007	30,-- €
WAR 188	Cangahuala Janampa, Ana: Wasserverlustmanagement in Wasserverteilungsanlagen in Entwicklungsländern am Beispiel von Peru. Anwendung verschiedener Methoden zur multikriteriellen Entscheidungsunterstützung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	vergriffen
WAR 189	Pollmann, Olaf: Optimierung anthropogener Stoffströme am Beispiel des Papierrecyclings. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	vergriffen
WAR 190	Wie sieht die Abwasserbehandlung der Zukunft aus? -Vierte, fünfte, sechste Reinigungsstufe? 82. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 15.11.2007 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2007	35,-- €

WAR 191	Koffler, Christoph: Automobile Produkt-Ökobilanzierung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	35,-- €
WAR 192	Koch, Michael: Untersuchungen zum Einfluss der Energiedissipationsdichte auf Reaktionsabläufe im "Highloaded Compact Reactor" (HCR®). Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	35,-- €
WAR 193	den Boer, Jan: Sustainability Assessment for Waste Management Planning - Development and Alternative Use of the LCA-IWM Waste Management System Assessment Tool. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	30,-- €
WAR 194	Biogas - Klimaretter oder Ressourcenverschwender. 83. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 11.12.2007 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2007	vergriffen
WAR 195	Scheck, Natalie: Die Strategische Umweltprüfung als Instrument zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung - Untersuchung am Beispiel der Regionalplanung Südhessen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	30,-- €
WAR 196	Klimawandel – Markt für Strategien und Technologien?! 84. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik und Umwelt- und Raumplanung- am 26.06.2008 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2008	vergriffen
WAR 197	Hähnlein, Christian: Numerische Modellierung zur Betriebsoptimierung von Wasserverteilnetzen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2008	30,-- €
WAR 198	Berger, Jan: Biologische Methanoxidation in Deponieabdeckschichten. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2008	35,-- €
WAR 199	Wellge, Steffen: Evaluation von betrieblichen Umweltmanagementsystemen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009	35,-- €
WAR 200	Bieker, Susanne: Semizentrale Ver- und Entsorgungssysteme: neue Lösungen für schnell wachsende urbane Räume. Untersuchung empfehlenswerter Größenordnungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009	35,-- €
WAR 201	Hoffmann, Karl Peter: Reduzierung von CO ₂ -Emissionen durch den Einsatz von Erdgas aus Biogas in dezentralen Stirling-KWK-Anlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009	35,-- €
WAR 202	Loock, Peter: Veränderung der Leistungsfähigkeit feinblasiger Membranbelüftungselemente unter abwassertechnischen Betriebsbedingungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009	35,-- €

WAR 203	Warsen, Jens: Validierung von Stoffflussdaten in der Ökobilanz durch Daten aus dem öffentlichen Berichtswesen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009	35,-- €
WAR 204	Klärschlammfaulung und –verbrennung: das Behandlungskonzept der Zukunft? 85. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 13.04.2010 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2010	35,-- €
WAR 205	Neue Herausforderungen und Chancen in der Wasserversorgung. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung und Grundwasserschutz- im Rahmen des 1. Darmstädter Ingenieurkongresses Bau und Umwelt am 14. und 15.09.2009 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2010	35,-- €
WAR 206	Pennekamp, Sandra: Raumentwicklung im Spannungsfeld zwischen Wachstum und Schrumpfung - was können überregionale Partnerschaften leisten? Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010	35,-- €
WAR 207	Frommer, Birte: Regionale Anpassungsstrategien an den Klimawandel – Akteure und Prozess. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010	35,-- €
IWAR 208	Chang, Yue: Greywater treatment within semi-centralised supply and treatment systems by the example of the People's Republic of China. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010	35,-- €
IWAR 209	Sakaguchi-Söder, Kaori: A new method for compound-specific stable chlorine isotope analysis. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010	35,-- €
IWAR 210	Henkel, Jochen: Oxygen transfer phenomena in activated sludge. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010	35,-- €
IWAR 211	Doktorandenschule Abfall 2010 Manigod / Frankreich, 5. - 8. September 2010, TU Darmstadt, 2011	40,-- €
IWAR 212	Preis und Leistung - Wasserversorgung bewerten und vergleichen. 86. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 22.02.2011 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2011	30,-- €
IWAR 213	Siembida-Lösch, Barbara: Reduction of Membrane Fouling in Membrane Bioreactors - Development of Innovative and Sustainable Techniques. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2011	35,-- €
IWAR 214	Müller, Bodo: Weiterentwicklung und Validierung der Methode der Input-Output basierten Sachbilanz für deutsche Gebäudeökobilanzen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2011	35,-- €

IWAR 215	Eren, Onat: Automatisierung von numerischen Kurzzeit-Wasserbedarfsprognose- verfahren und ihre Anwendung in der Wasserversorgung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2011	35,-- €
IWAR 216	Biobasierte Produkte und Energie aus Biomasse. 87. Darmstädter Seminar Abfalltechnik- am 08.12.2011 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2011	vergriffen
IWAR 217	Meda, Alessandro: Einsatz von Biofiltern für die Wasser- und Nährstoffwiederverwendung und für die weitergehende Abwasserreinigung zur Spurenstoff- entfernung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2012	35,-- €
IWAR 218	Hoffmann, Marc: Abfalltechnische Erweiterung von Bioabfallbehandlungsanlagen für die Herstellung biobasierter Produkte. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2012	35,-- €
IWAR 219	Maerz, Peter: Die Metalle der Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2012	35,-- €
IWAR 220	Petzet, Sebastian: Phosphorrückgewinnung in der Abwassertechnik - Neue Verfahren für Klärschlamm und Klärschlammaschen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2012	35,-- €
IWAR 221	Günkel-Lange, Tobias: Sauerstoffzufuhr und α -Werte feinblasiger Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren - Abhängigkeiten und Bemessungsempfehlungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2013	35,-- €

Bestellungen über: Technische Universität Darmstadt
 FB 13: Institut IWAR
 Fachgebiet Raum- und Infrastrukturplanung: Sekretariat
 Petersenstr. 13
 D-64287 Darmstadt
 E-Mail: raumplanung@iwar.tu-darmstadt.de

Telefon: + +49 (0)6151 / 16 36 48
 FAX: + +49 (0)6151 / 16 37 39
